

Faculté des bioingénieurs

Effets des caractéristiques du peuplement et du traitement sylvicole sur la résilience des forêts face aux tempêtes dans le contexte du changement climatique

Auteure : Mathilde Bonheure

Promoteurs : Mathieu Jonard et Quentin Ponette

Lectrices : Caroline Vincke et Christine Sanchez

Année académique 2021-2022

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de master en Bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciements

Je tiens à remercier une série de personnes sans qui ce mémoire n'aurait été possible.

En premier lieu, je tiens à remercier mes promoteurs, Mathieu Jonard et Quentin Ponette sans qui ce mémoire n'aurait pas eu lieu. Merci de m'avoir permis de travailler au sein de l'équipe du *Earth and Life Institute* et de m'avoir permis d'élargir mes connaissances sur ce sujet très intéressant. Merci pour votre guidance, vos encouragements, vos conseils avisés et votre disponibilité tout au long de mon mémoire.

Je souhaite également remercier Frédéric André et Arthur Guignabert pour leur aide concernant le modèle Heterofor et le module tempête. Merci pour toutes vos explications et votre implication dans mon mémoire.

Je tiens à remercier également François Plume pour son aide et sa disponibilité lors de mes mesures de terrain, ainsi que pour sa confiance pour le prêt de matériel. Je veux remercier aussi toutes les personnes qui m'ont été d'une aide précieuse pour mes mesures avec le Field-map sur le terrain : Louanne Collin, Nicolas Capuano, Matthieu de Wergifosse, Marion Surquin, Maureen Duchêne, Estelle Deneve, Zoé Desmet, Véronique Lambermont, Alexis Van Eecke, Hugo Counoy, Antoine Bonheure, Thibault Collet, Lisa Baudry, Mallory Martin, Axelle Gortz et Nathan Tasset.

Je tiens à remercier également les autres mémorants, plus particulièrement Alexandre Vanbeneden, Antoine Crochet et Matt Willecome pour l'entraide et leurs encouragements.

Merci également à ma famille et à mes amis pour leur soutien et leur présence tout au long de mon parcours. Merci pour leurs encouragements durant mon mémoire, merci pour leur écoute et pour les relectures.

Je souhaite également remercier Caroline Vincke et Christine Sanchez d'avoir accepté d'être lectrices de ce mémoire.

Je souhaite remercier Thibaut Thyrion, Kristoffel Jacobs, Aubry Vandeuuren, Camille Guisset, Rudi Collin ainsi que toutes les autres personnes impliquées de près ou de loin dans mon mémoire.

Table des matières

Remerciements	i
Table des matières	ii
Liste des abréviations	iv
Liste des Figures	v
Liste des Tableaux	viii
1. Introduction – cadre et objectifs de l'étude	1
2. État de l'art	4
2.1. Contexte de l'écosystème forestier : importance et menaces	4
2.2. La résilience en sciences forestières	7
2.2.1. Définitions.....	7
2.2.2. Caractérisation de la résilience.....	8
2.3. Les perturbations	9
2.3.1. Définition de la notion de perturbation.....	9
2.3.1. Les tempêtes.....	10
2.3.2. Impact des tempêtes.....	18
2.4. Mode de gestion	19
2.4.1. La non-gestion.....	19
2.4.2. La gestion.....	20
3. Matériels et méthodes	24
3.1. Site d'étude et choix des peuplements	24
3.1.1. Description du site d'étude.....	24
3.1.2. Peuplements et stations.....	25
3.2. Le modèle HETEROFOR	28
3.2.1. Fonctionnement général du simulateur CAPSIS et du modèle de croissance HETEROFOR.....	28
3.2.2. Description du module tempête.....	31
3.2.3. Initialisation du modèle.....	36
3.2.4. Paramétrisation et évaluation du modèle.....	38
3.3. Mesures nécessaires à l'initialisation et au fonctionnement du modèle	39
3.3.1. Propriétés physiques du sol.....	39
3.3.2. Peuplement.....	40
3.3.3. Météorologie.....	41
3.4. Définition des scénarios	41
3.4.1. Scénario climatique.....	42

3.4.2.	Scénarios de gestion.....	42
3.4.3.	Scénarios de perturbations	43
3.5.	Analyse des simulations	45
3.5.1.	Choix des indicateurs.....	45
3.5.2.	Caractérisation de la résilience.....	46
4.	Résultats et discussion.....	48
4.1.	Scénario de résilience initiale	48
4.2.	Peuplement régulier de hêtres	57
4.3.	Peuplement régulier de chênes	65
4.4.	Peuplement régulier de pins sylvestres	73
4.5.	Peuplement irrégulier de hêtres/érables.....	80
4.6.	Peuplement irrégulier de hêtres/frênes	87
6.	Discussion générale et perspectives.....	94
5.1.	La gestion forestière dans le cadre de la résilience face aux tempêtes.....	94
5.1.1.	Les futaies régulières (ou proches de la régularité) sont-elles plus stables que les futaies irrégulières ?	94
5.1.2.	La modification du traitement sylvicole (régulier vers irrégulier) a-t-elle un impact ?	95
5.1.3.	L'intensité des coupes d'éclaircies affecte-t-elle la stabilité ?.....	95
5.2.	Le choix des indicateurs	96
5.3.	Choix réalisés et limites de l'approche	97
6.	Conclusion.....	99
	Bibliographie	100

Liste des abréviations

ρ_s	Densité apparente (g/cm ³)
ACG	Accroissement en surface terrière (m ² /ha.an)
ACV	Accroissement en volume (m ³ /ha.an)
ADPI	Administration du patrimoine immobilier et des infrastructures
AMP	Accroissement moyen sur la période de récupération (m ² /ha.an)
C	Circonférence moyenne (cm)
$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	Rapport entre la circonférence éclaircie et avant éclaircie
CGO	Comité de gestion opérationnelle
CGS	Comité de gestion stratégique
Dbh	Diamètre à 1,3m
ET	Évapotranspiration (mm/an)
G	Surface terrière (m ² /ha)
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GPEX	Service de gestion du patrimoine - Espaces extérieurs
GPF	Rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)
Hdom	Hauteur dominante (m)
IFER	Institut de recherche sur les écosystèmes forestiers
IG	Intensité prélevée en termes de surface terrière (%)
IS	Indice de Simpson (-)
LAI	Leaf area index (m ² de surface foliaire/ m ² de surface au sol)
Ms	Masse sèche (g)
N	Nombre de tiges (nombre/ha)
ONF	Office national des forêts
P/A	Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%)
PEFC	Programme de reconnaissance des certifications forestières
PPB	Production primaire brute (g C/m ² /an)
PPN	Production primaire nette (g C/m ² /an)
PPN	Productivité primaire nette (g de carbone/m ² .an)
R	Résistance (%)
RCP	Representative Concentration Pathway (« trajet de concentration représentatif »)
Re	Résilience
T/A	Prélèvement par la tempête en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%)
TR	Taux de récupération (%/an)
V	Volume du peuplement (m ³ /ha)
Vk	Volume total qui est égal au cylindre de Kopecky de 100 cm ³ (cm ³)

Liste des Figures

Figure 1: Dommages en forêt en Europe causés par les différents types de perturbations (Schuck & Schelhaas, 2013)	5
Figure 2 : Schéma illustrant deux composantes de la résilience (Bhaskar et al., 2018)	9
Figure 3: Facteurs influençant le risque de dégâts dus au vent (synthétiser sur base de Gardiner, 2021 ; Birot et al., 2009 ; Meredieu et al., 2014 ; Jackson et al., 2019 ; Gardiner et al., 2021 ; Meunier, 2002 ; Drouineau, 2000)	11
Figure 4 : Impact de la vitesse du vent sur le taux de dégâts (Birot et al., 2009).	12
Figure 5: Représentation des forces favorisant ou s'opposant au renversement des arbres face au vent (Meredieu et al., 2014).	13
Figure 6: Zone de stabilité face au vent (Piton, 2002)	18
Figure 7: Comparaison des forêts monospécifiques et des forêts diversifiées face aux perturbations et aux fournitures de services écosystémiques (Messier et al., 2021).....	21
Figure 8: Illustration de la diversité et redondance fonctionnelles (Messier et al., 2019)	22
Figure 9: Parcellaire du bois de Lauzelle, actualisé en 2020	25
Figure 10: Positionnement des parcelles de mesures	26
Figure 11: Exemple de représentation en 3D et en 2D du modèle Heterofor	28
Figure 12: Fonctionnement du modèle Heterofor (Jonard et al., 2020).....	29
Figure 13: Schéma conceptuel du module tempête.....	32
Figure 14: Régression linéaire entre la vitesse moyenne du vent (10m wind speed) et la vitesse rafale (10m wind gust) à partir des données ERA5 pour Louvain-la-Neuve.....	34
Figure 15: Schéma illustrant l'estimation des dommages indirects causés par la chute d'un arbre sur un arbre voisin et la régénération	36
Figure 16: Évolution des précipitations des températures et du CO ₂ dans le scénario RCP4.5	42
Figure 17: Illustration des indicateurs utilisés pour le calcul de la résilience.....	47
Figure 18: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête en 2022 (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque peuplement.....	51
Figure 19: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences en 2046 pour les différents peuplements (scénario de résilience initiale)	51
Figure 20: Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation au cours du temps pour les différents peuplements	54
Figure 21: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes au cours temps pour les différents peuplements.....	54
Figure 22 :Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents peuplements pour le scénario de résilience initiale (perturbation en 2022).....	55

Figure 23: Variation instantanée dû à la tempête (2022) et évolution durant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le scénario de résilience initiale pour les différents peuplements mesurés.....	56
Figure 25 : Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différentes modalités de gestion du peuplement de hêtres régulier en fin de simulation.....	59
Figure 24 : Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque modalité de gestion.....	59
Figure 26 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.	61
Figure 27: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps.....	61
Figure 28 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement régulier de hêtres.	63
Figure 29 : Variation instantanée de l'indice de Simpson due à la tempête (2045) et évolution de celui-ci durant la période de récupération (d'une durée de 24 ans) pour le peuplement régulier de hêtres.....	64
Figure 31: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents scénarios du peuplement régulier de chênes	67
Figure 30: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de gestion.....	67
Figure 32: Surface terrière des peuplements riches en chênes, selon les données de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (Claessens et al., 2010)	69
Figure 33 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation selon différentes modalités de gestion au cours du temps.....	70
Figure 34: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents traitements sylvicoles au cours temps.....	70
Figure 35 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différentes modalités de gestion pour le peuplement régulier de chênes.....	71
Figure 36 : Variation instantanée et évolution durant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement régulier de chênes.....	72
Figure 38: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents scénarios du peuplement régulier de pins	75
Figure 37 : Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque modalité de gestion du peuplement régulier de pins	75

Figure 39 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation selon différentes modalités de gestion au cours du temps.....	77
Figure 40: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents traitements sylvicoles au cours temps.....	77
Figure 41 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement régulier de pins.	78
Figure 42 : Variation instantanée et évolution pendant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement régulier de pins	79
Figure 43: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de sylviculture	82
Figure 44: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différentes modalités du peuplement irrégulier de hêtres/érables	82
Figure 45 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.	84
Figure 46: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps.....	84
Figure 47 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables	85
Figure 48: Variation instantanée et évolution de l'indice de Simpson pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables	86
Figure 49: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents traitements du peuplement irrégulier de hêtres/frênes	89
Figure 50: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de sylviculture	89
Figure 51 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m ² /m ²) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.	91
Figure 52: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps.....	91
Figure 53 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes.....	92
Figure 54: Variation instantanée et évolution pendant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes	93

Liste des Tableaux

Tableau 1: Sensibilité des essences face aux tempêtes (Nageleisen et al., 2010).....	15
Tableau 2: Caractéristiques des différents sites d'études (période 2005-2019).....	26
Tableau 3: Caractéristiques initiales des peuplements.....	27
Tableau 4: répartition des différents scénarios entre les modes de gestion et les types de peuplements.....	41
Tableau 5: Références utilisées pour les scénarios de gestion.....	43
Tableau 6: Caractéristiques des peuplements avant la tempête et effet instantané de la tempête en 2022 pour le scénario de résilience initiale	49
Tableau 7: Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (entre 2022 et 2046) pour les différents peuplements (scénario de résilience initiale) : caractéristiques en fin de période (2046)	52
Tableau 8 : Caractéristiques du peuplement régulier de hêtres avant éclaircie, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière	57
Tableau 9: Effet de la tempête (en 2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement régulier de hêtres	58
Tableau 10 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement régulier de hêtres : caractéristiques en fin de période (2069).....	60
Tableau 11 : Caractéristiques du peuplement régulier de chênes avant éclaircies, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière.....	65
Tableau 12: Effet instantané de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement régulier de chênes	66
Tableau 13 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement régulier de chênes : caractéristiques en fin de période (2069).....	68
Tableau 14 : Caractéristiques du peuplement régulier de pins sylvestres avant éclaircies et caractéristiques des coupes réalisées entre 2021 et 2045 pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière	73
Tableau 15: Caractéristiques avant tempête et effet de la tempête pour les différentes modalités de gestion (2045).....	74
Tableau 16 : Caractéristiques du peuplement irrégulier de hêtres/érables avant éclaircies, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière.....	80
Tableau 17: Effet de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables	81

Tableau 18 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour les hêtres/érables irrégulier : caractéristiques en fin de période (2069)	83
Tableau 19 : Caractéristiques du peuplement irrégulier de hêtres/frênes avant éclaircies et caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière.....	87
Tableau 20: Effet de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes	88
Tableau 21 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes : caractéristiques en fin de période (2069).....	90

1. Introduction – cadre et objectifs de l'étude

Les forêts couvrent à approximativement un tiers des terres émergées (Bainville et al., 2012). Elles sont essentielles pour notre société puisqu'elles offrent de nombreux biens et services comme la production de bois, la conservation de la biodiversité, la séquestration de carbone, la protection des eaux et du sol, la récréation des usagers, les produits non-ligneux, etc (Chevassus-Au-Louis & Pirard, 2011). Toutefois, en raison du changement climatique, les produits et services des forêts sont menacés par un environnement changeant rapidement (Frisson et al., 2011).

Le changement climatique, causé par les émissions anthropiques de gaz à effet de serre, a des conséquences importantes, notamment en forêt, sur les processus écophysologiques. L'une des conséquences majeures des changements climatiques est l'augmentation des températures, actuellement d'environ 1°C en moyenne par rapport à la période préindustrielle (Masson-Delmotte et al., 2021), qui, sous nos latitudes, stimule la plupart des processus écophysologiques (débourrement, photosynthèse, respiration, évapotranspiration...) pour autant qu'elle reste limitée. Par ailleurs, l'augmentation de la concentration en CO₂ va favoriser la photosynthèse et pourrait donc dynamiser la croissance des forêts. Cette augmentation potentielle de croissance sera toutefois contrainte par des facteurs limitants comme la fertilité chimique et la disponibilité en eau, surtout en cas de modification du régime hydrique (Laurent & Himpens, 2017; Marcais et al., 2000; Seguin & Lefèvre, 2015). Celle-ci pourrait se traduire par des hivers plus humides et des étés plus secs (de Wergifosse et al., 2020). Enfin, les événements extrêmes (sécheresses, tempêtes, vagues de chaleur ...), s'ils sont plus fréquents et plus intenses, pourraient augmenter les dégâts liés aux perturbations en forêt (van Ypersele et al., 2021; Vennetier, 2012). L'effet global sur les forêts est assez difficile à prévoir, car il y a de nombreuses interactions entre les différentes composantes régissant la croissance des forêts. Cependant, vu la longévité des arbres et les impacts observés sur la forêt, l'étude de ces différents facteurs est essentielle pour adapter la gestion des forêts (Frisson et al., 2011).

Parmi ces conséquences, nous nous sommes intéressés aux dégâts provoqués par les événements extrêmes puisque l'intensité et la fréquence de ces perturbations pourraient augmenter (Meredieu et al., 2011). Ces perturbations modifient la structure, la composition et le fonctionnement d'un écosystème forestier (Vallauri, 2002). L'étude de ces perturbations est importante pour quantifier leurs impacts sur les peuplements et permettre aux forestiers d'anticiper ces impacts en adoptant des pistes de gestions appropriées. Les tempêtes étant les perturbations les plus préjudiciables (environ 50% des dégâts en forêt), ce sont celles auxquelles nous allons nous intéresser plus particulièrement (Gardiner, 2021).

Il est possible d'atténuer l'impact de ces perturbations en agissant sur la structure et la composition spécifique des forêts qui vont influencer leur vulnérabilité et leur capacité de récupération (Gauthier & Vaillancourt, 2008). Pour faire face à ces perturbations, une piste est de développer des stratégies de gestion qui permettent d'avoir des forêts résilientes (Aquilué et al., 2020). Cette notion de résilience fait encore objet de débats car il n'y a pas de définition universelle ni de moyen de caractérisation universelle (Nikinmaa et al., 2020). Dans le cadre de ce mémoire, la résilience est définie au sens technique, c'est-à-dire, la capacité du système à revenir à son état initial après une perturbation. Une caractérisation de cette résilience avec plusieurs indicateurs a été adoptée : indice foliaire, évapotranspiration, production primaire nette et indice de Simpson. Quelques pistes de gestion mises en avant dans la littérature pour améliorer la résilience sont de diversifier les espèces ou les classes d'âge (Claessens, 2016; Messier et al., 2021). Cependant, peu d'études analysent l'impact de ces stratégies de gestion sur la résilience des forêts sur le long terme. C'est ce sur quoi nous allons nous concentrer dans ce mémoire. La question scientifique de recherche à laquelle nous allons essayer de répondre est la suivante :

Quel est l'effet du traitement sylvicole et des caractéristiques du peuplement sur la résilience des forêts face aux tempêtes ?

Pour tenter de répondre à cette question de recherche, l'approche de la modélisation sur base de cas d'étude a été choisie. Tout d'abord, la zone d'étude a été sélectionnée : le Bois de Lauzelle à Louvain-la-Neuve. Ce choix se justifie par le fait que le Bois de Lauzelle possède une diversité de peuplements sur le plan de la structure et de la composition spécifique. Le choix des peuplements s'est fait d'abord de manière à ce que ceux-ci soient représentatifs du Bois de Lauzelle : les vieilles hêtraies et chênaies sont les peuplements feuillus les plus représentés au Bois de Lauzelle. De même, le pin sylvestre est l'essence résineuse la plus abondante. De plus (mais cela intervient en second lieu comme critère de sélection), nous avons privilégié les peuplements adultes dont la phase de régénération n'est pas trop éloignée dans le temps afin de pouvoir l'influencer avec la sylviculture pratiquée. Des peuplements avec une structure irrégulière et diversifiée ont également été sélectionnés pour envisager des pistes de gestions plus adaptées face au changement climatique selon la littérature. Pour ce faire, cinq peuplements ont été sélectionnés et mesurés dans le Bois de Lauzelle. L'approche par modélisation permet de représenter l'écosystème forestier et d'explorer des scénarios afin d'identifier les plus intéressants et prometteurs pour ensuite les tester sur le terrain. En effet, au vu de la longévité des arbres, les expérimentations sur le terrain sont longues et peuvent aussi être destructives. Il est donc intéressant d'utiliser un modèle mécaniste avec une représentation spatiale détaillée. Un modèle mécaniste permet de prendre en compte l'environnement ainsi que ces changements. La représentation spatiale détaillée permet de considérer la dynamique

dans des peuplements de structure complexe. C'est principalement pour ces raisons que le modèle Heterofor a été choisi. Un module tempête a été élaboré au sein d'Heterofor pour pouvoir générer des tempêtes proches des conditions réelles. Ainsi, des tempêtes ont été générées au sein des peuplements de structure et de composition diversifiées. L'impact de ces tempêtes a été quantifié grâce à la résistance, le taux de récupération et la résilience des peuplements. Le modèle Heterofor a permis de faire 20 simulations finales différentes. Un scénario initial a été réalisé pour comparer l'impact d'une tempête sur les différents peuplements au moment des mesures. Ensuite, trois scénarios de gestion (régulier, irrégulier et sans gestion) ont été analysés pour chaque peuplement avec un même scénario climatique (RCP 4.5) et un même scénario de perturbations (tempêtes avec la même intensité pour tous les peuplements). Ces scénarios ont été comparés et analysés à l'aide de différents indicateurs caractérisant la résilience.

Ce rapport de mémoire se compose d'un état de l'art qui comporte quatre parties : le contexte de la gestion forestière, les perturbations, la résilience et les modes de gestion. Ensuite, il se compose d'une partie 'Matériels et Méthodes' qui détaille notamment la collecte de données, le fonctionnement du modèle Heterofor et du module tempête et définit les scénarios. Enfin, les résultats seront présentés et analysés, avant d'être discutés. Le document se terminera par une conclusion générale.

2. État de l'art

L'état de l'art est subdivisé en quatre sections. Une première section décrit l'importance des forêts et les menaces auxquelles l'écosystème forestier fait face ces dernières années. Une seconde section définit la résilience en sciences forestières. Une troisième section explique les principaux facteurs influençant les dégâts des tempêtes en forêt. Une dernière section concerne les modes de gestion et traitements sylvicoles qui influencent la résilience des peuplements face aux perturbations.

2.1. Contexte de l'écosystème forestier : importance et menaces

Les forêts représentent approximativement 30 % des terres émergées (Bainville et al., 2012). Elles fournissent de nombreux services écosystémiques. On dénombre quatre grands types de services écosystémiques de la forêt : les services d'auto-entretien, les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels. Les services d'auto-entretien sont propres à l'écosystème forestier et permettent son bon fonctionnement. Par exemple, le recyclage des nutriments ou la production primaire sont des services d'auto-entretien. Les services d'approvisionnement concernent les biens produits par la forêt qui peuvent être extraits comme le bois, les produits non ligneux, les aliments ... Les services de régulation sont les phénomènes comme la régulation des eaux, la séquestration du carbone, etc. Enfin, les services culturels concernent l'utilisation de la forêt à des fins récréatives, spirituelles et esthétiques (Chevassus-Au-Louis & Pirard, 2011). L'écosystème forestier est un système complexe régi par de nombreux facteurs interagissant entre eux. Ces facteurs sont d'origine naturelle ou anthropique. On peut citer l'énergie solaire comme variable naturelle, indispensable pour la croissance des écosystèmes, mais également le CO₂, la quantité de précipitations, le type de sol, etc. La gestion forestière intervient comme variable anthropique (Otto, 1998). Celle-ci intervient quant aux choix des essences, au type de sylviculture appliquée (équienne ou inéquienne), au prélèvement de bois, etc.

Au cours des dernières décennies, le changement climatique a impacté la croissance et la mortalité des arbres en forêt et leurs aptitudes à fournir les services écosystémiques (de Wergifosse et al., 2020). L'utilisation des énergies fossiles (charbon, pétrole, gaz) et le changement d'usage des sols principalement ont fait croître les émissions de CO₂ (Masson-Delmotte et al., 2021). Ces émissions de gaz à effet de serre sont à l'origine du réchauffement climatique. Cela se traduit par une augmentation des températures en moyenne d'environ 1°C par rapport à la période préindustrielle, une augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements météorologiques extrêmes (sécheresses, tempêtes, vagues de chaleur, etc.) et une modification du régime de précipitations (Roux, 2018; Van Gameren, 2014; van Ypersele et

al., 2021). La Figure 1 permet de visualiser l'augmentation des perturbations au cours des dernières années en Europe. Cette figure est à prendre avec précaution, car cette augmentation peut être due à une augmentation des événements reportés ou par l'augmentation de la surface de forêt (Meredieu et al., 2011). Cependant, certains auteurs affirment (notamment à l'aide de modèles) que les changements climatiques vont augmenter la fréquence et l'intensité de ces événements extrêmes et que cela va se marquer de plus en plus dans les prochaines années, y compris pour les tempêtes (Duvernoy, 2022; Masson-Delmotte & Ravignan, 2021; van Ypersele et al., 2021). On peut également voir sur cette figure que le vent (et donc les tempêtes) est la perturbation la plus préjudiciable (Masson-Delmotte et al., 2021; Schuck & Schelhaas, 2013; van Ypersele et al., 2021). Cependant, certains affirment également qu'il n'y aura pas de changement dans la force du vent et donc dans l'intensité des tempêtes (Laval-Szopa et al., 2021; Méliá, 2022). Ces événements pourraient donc augmenter, mais sans certitude.

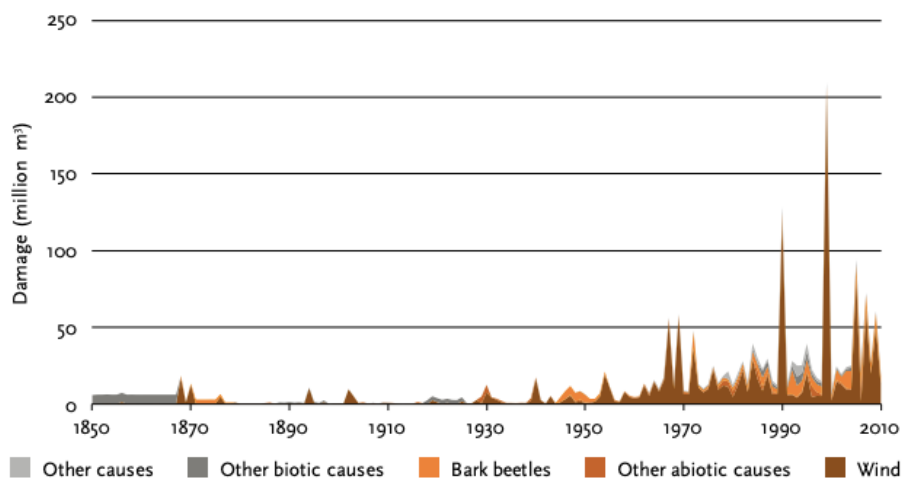


Figure 1: Dommages en forêt en Europe causés par les différents types de perturbations (Schuck & Schelhaas, 2013)

Ces nouvelles conditions climatiques, changeant rapidement, ont des effets sur l'écosystème forestier et notamment sur les processus écophysologiques. Ces modifications peuvent augmenter, à court terme, la productivité avec l'augmentation des concentrations en CO₂ et de la température. À moyen terme, cette croissance pourrait être freinée par la disponibilité limitée des nutriments et de l'eau dans le sol (Laurent & Himpens, 2017; Marcais et al., 2000; Seguin & Lefèvre, 2015). Ces changements peuvent également diminuer la production avec, par exemple, l'augmentation des dégâts liés aux événements extrêmes (Marcais et al., 2000; Van Gameren, 2014). D'autres facteurs vont interagir avec les variables climatiques : la forte présence du gibier impacte fortement la régénération des peuplements, l'inadéquation des espèces à la station ralentit la croissance et augmente les dépérissements, la sylviculture inadéquate rend les peuplements plus sensibles aux tempêtes, etc (Van Gameren, 2014). Ces facteurs peuvent contribuer à l'affaiblissement des arbres et mener, dans certains cas, à des

dépérissements forestiers. Ces dépérissements ont augmenté au cours des dernières années dus au changement climatique et vont probablement continuer d'augmenter au cours des prochaines années (Venetier, 2012). Cependant, tous ces effets ne sont pas indépendants : ils vont interagir entre eux et varier au cours du temps. Il est donc assez difficile de prédire l'effet global que le changement climatique aura sur les forêts (Frisson et al., 2011). L'ensemble de ces facteurs doit être pris en compte pour essayer de comprendre et de prédire cet effet global.

Les forêts en Wallonie ne sont pas épargnées par ce changement rapide du climat. La forêt wallonne couvre près d'un tiers du territoire. Elle comprend une majorité de peuplements traités en futaie régulière (45,9%) et se compose de quatre essences principales qui à elles seules totalisent environ 62% de la surface : le hêtre et les chênes sessiles et pédonculés dans les essences feuillues (59% de la surface feuillue) ainsi que l'épicéa (68% des peuplements de résineux) (Bays et al., 2021). Or, le hêtre et l'épicéa sont considérés comme des espèces fragilisées face aux changements climatiques avec de nombreuses sensibilités aux différents stress : canicule, déficit hydrique, engorgement du sol, etc. Le chêne pédonculé est très sensible aux déficits hydriques, il doit donc surtout être planté ou régénéré dans des stations avec un bon apport hydrique. Le chêne sessile quant à lui, semble être une essence moins sensible aux différents stress induits par le changement global. Cependant, le bilan global n'est pas favorable : sur les 4 essences les plus répandues en Wallonie, seule une essence semble être apte à faire face à ce changement rapide du climat (Alderweireld et al., 2015; Laurent & Himpens, 2017). L'étude de la résilience de ces espèces et d'autres espèces présentes en Wallonie prend alors son sens pour essayer de trouver des pistes de gestion pour que ces peuplements soient moins sensibles aux stress et aux perturbations provoqués par le changement climatique. En effet, il ne semble pas réaliste de couper toutes les essences qui ne sont pas adaptées et de les remplacer par d'autres essences. D'un point de vue pratique, ce n'est pas possible et d'un point de vue théorique, il faudrait savoir quelles essences sont vraiment adaptées face à ces changements. Or, personne ne le sait actuellement. Par exemple, le douglas semblait être une bonne essence pour se substituer à l'épicéa – fortement attaqué par des scolytes qui prolifèrent grâce aux sécheresses répétées. En effet, le douglas a une bonne productivité et produit un bois de qualité. Cependant, différents problèmes ont été relevés pour cette essence : maladies, ravageurs, sensibilité aux tempêtes, etc. Les experts ne sont plus convaincus que le douglas est l'avenir de l'épicéa. Il est donc préférable de penser à des pistes d'adaptation des peuplements plutôt que de remplacer toutes les essences indigènes (Dubach et al., 2021).

La gestion forestière en Wallonie et partout dans le monde fait face à de nombreux défis pour garantir la pérennité de la forêt et continuer à assurer la production des services écosystémiques associés.

2.2. La résilience en sciences forestières

2.2.1. Définitions

La notion de résilience est de plus en plus utilisée ces dernières années. Des solutions d'ordre technique sur base de ce concept peuvent être évaluées à partir d'indicateurs, pour faire face au changement climatique dans différents écosystèmes naturels. Cependant, cette notion est assez difficile à définir, car différents sens peuvent découler de ce concept (Nikinmaa et al., 2020). Trois définitions de la résilience sont principalement utilisées dans la littérature : la résilience technique, la résilience écologique et la résilience socioécologique.

La **résilience technique** est la capacité du système à revenir à son état initial après une perturbation. Ce concept peut être caractérisé par différents indicateurs dont les valeurs reviennent vers un état initial. La résilience sera donc le temps nécessaire pour que cet indicateur revienne à son état initial. L'utilisation de la résilience technique suppose qu'il existe un seul état d'équilibre. Cette notion peut être illustrée par le cas d'une sécheresse. Lorsque cette perturbation va atteindre un écosystème forestier résilient, celui-ci pourra absorber la perturbation en ne changeant pas la structure et la composition de la forêt. La résilience technique convient bien pour décrire la résilience à l'échelle de l'écosystème forestier (Nikinmaa et al., 2020; Thompson, 2009).

La **résilience écologique** est la capacité du système à absorber le choc d'une perturbation et de basculer dans un système différent du premier. Cette notion suppose la présence de plusieurs états d'équilibre. Ce concept peut également être illustré à l'aide d'une sécheresse. Lorsque la perturbation atteint l'écosystème et que celui-ci se transforme en une prairie par exemple, on parlera de résilience écologique. L'écosystème forestier peut également absorber la perturbation et rester un écosystème forestier, mais avec une structure et/ou une composition différente(s) de celle(s) de départ (Thompson, 2009 ; Nikinmaa et al., 2020).

La **résilience socioécologique** est la capacité de maintenir le système actuel et la capacité d'adaptation du système humain-naturel. Le système va donc absorber la perturbation pour revenir à un état proche de son état initial, avec les mêmes fonctions et une structure identique. La composition ne sera pas nécessairement identique dans cette définition de résilience. Comme les deux définitions précédentes, ce concept peut être illustré à l'aide d'une sécheresse. Lorsque celle-ci atteint le système et que celui-ci fournit les mêmes services écosystémiques (séquestration de carbone, accueil du public, biodiversité, régulation de l'eau, etc.), on parle de résilience socio-écologique. Celle-ci est utilisée à une échelle plus grande que la résilience technique, en prenant en compte la dimension sociale notamment. Par exemple, un changement dans la politique forestière, un changement dans les demandes de bois, un changement des

attentes de la société, etc rentreront dans le cadre de la résilience socio-écologique (Messier et al., 2019 ; Nikinmaa et al., 2020).

Cependant, la notion de résilience fait encore objet de nombreux débats, car il n'y a pas un moyen universel de l'appliquer dans le domaine de la foresterie. L'étude de cette résilience et de sa caractérisation est donc au centre des défis actuels pour permettre aux gestionnaires forestiers d'adapter les forêts afin de faire face aux changements climatiques (Nikinmaa et al., 2020). Dans le cadre de ce mémoire, la résilience a été utilisée au sens technique.

2.2.2. Caractérisation de la résilience

Il n'y a pas un moyen universel de calculer la résilience, d'où la difficulté de déterminer cette variable. Dans la littérature, la caractérisation varie d'abord en fonction du type de résilience qui est désigné. Ensuite, au sein d'un type de résilience, cela varie en fonction des études réalisées et de la disponibilité des données (Nikinmaa et al., 2020; Yi & Jackson, 2021). Par exemple, dans l'étude de Bhaskar et al., 2018, c'est la surface terrière qui a été utilisée pour caractériser la résilience technique.

Un moyen de caractériser la résilience est de la scinder en deux composantes : la résistance et le taux de récupération (Bhaskar et al., 2018). La résistance est la capacité d'un système à absorber une perturbation sans subir de dégâts. Elle est donc inversement proportionnelle aux dégâts provoqués par une perturbation (Vallauri, 2002). Le taux de récupération est la vitesse à laquelle le système retourne à un état stable. La surface terrière permet de connaître assez facilement la résistance et le taux de récupération. Elle est aussi facilement mesurable sur le terrain. C'est pourquoi cet indicateur est utilisé dans la plupart des études (il représente 27.5 % des études concernant la résilience technique et 10.1 % concernant la résilience écologique) (Nikinmaa et al., 2020). Ces deux composantes peuvent être combinées pour obtenir une quantification globale de la résilience. Ces concepts ont été utilisés pour caractériser la résilience dans le cadre de ce mémoire. Les équations utilisées sont décrites de manière détaillée dans la partie 'matériels et méthodes'.

Sur la Figure 2, différentes situations de résilience qui varient selon les deux composantes (résistance et taux de récupération) sont illustrées. Les graphiques du bas montrent une résistance moins élevée par rapport aux graphes du haut. Les graphes de gauche montrent un faible taux de récupération par rapport aux graphes de droite. L'étude montre que les sites avec une meilleure résilience (en haut à droite) sont ceux avec la plus grande diversité de réponse (Bhaskar et al., 2018).

RESILIENCE

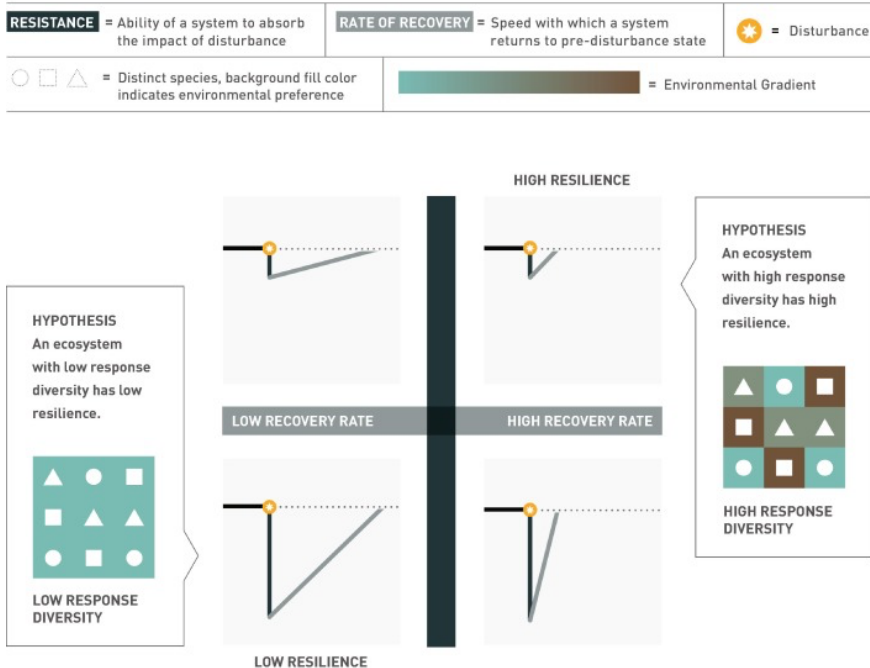


Figure 2 : Schéma illustrant deux composantes de la résilience (Bhaskar et al., 2018)

D'autres indicateurs comme le couvert végétal, la richesse en espèces, l'évapotranspiration peuvent être utilisés pour caractériser la résilience technique. La résilience écologique utilise également des indicateurs de structure et de biodiversité forestière. La résilience socio-écologique, quant à elle, utilise des indicateurs un peu différents comme la diversité socio-économique¹, les revenus, mais aussi la biodiversité et le stock de ressources naturelles (Nikinmaa et al., 2020). Le principe général pour mesurer la résilience est de choisir un indicateur clé de l'écosystème et de mesurer le temps nécessaire pour que cet indicateur revienne à son état initial (Nikinmaa et al., 2020; Yan et al., 2011).

2.3. Les perturbations

2.3.1. Définition de la notion de perturbation

Une perturbation est un épisode qui va modifier la structure, la composition et le fonctionnement d'un écosystème forestier. Elle va provoquer une irrégularité dans le fonctionnement du système à plus au moins long terme (Vallauri, 2002).

Toute perturbation est définie par trois éléments (Vallauri, 2002) :

- Une cause : son origine ou l'agent responsable
- Un régime : son intensité, sa fréquence et sa prédictibilité
- Une organisation spatiale : son ampleur et sa localisation géographique.

¹ Diversité socio-économique = multiplicité de revenus, religions, cultures, niveaux de consommations, etc (Maignan et al., 2003).

La notion de perturbation est associée aux notions d'exposition et de vulnérabilité. L'exposition est le fait que la forêt pourrait être affectée par un événement physique qui pourrait causer des dommages. La vulnérabilité, quant à elle, est la capacité d'une forêt à être affectée de façon négative par une perturbation (Field et al., 2012). Tous les peuplements ne font pas face aux mêmes risques et tous ne réagissent pas de la même manière face à ce risque. On peut illustrer la notion d'exposition avec un peuplement qui est plus exposé au risque de tempêtes lorsqu'il y a une ouverture de lisière par rapport à un peuplement avec une lisière étagée. On peut illustrer la notion de vulnérabilité avec le fait que certains peuplements sont plus affectés face à une même perturbation. Par exemple, les peuplements résineux sont plus vulnérables aux tempêtes que les peuplements feuillus principalement dus au fait qu'ils sont plantés dans des conditions de milieu différentes.

Les tempêtes, attaques d'insectes, incendies, sécheresses ... sont des perturbations naturelles en forêt. Elles font partie de la dynamique forestière et forment l'hétérogénéité des paysages. Ces perturbations naturelles permettent aussi, dans une certaine mesure, d'avoir une meilleure capacité d'adaptation des écosystèmes forestiers. Cependant, avec le changement climatique, l'intensité et la fréquence de ces perturbations pourraient augmenter. Ces perturbations sont une menace pour les forêts qui peuvent modifier nos forêts en écosystème non forestier. De plus, ces perturbations peuvent menacer la fourniture des services écosystémiques de la forêt (Seidl et al., 2017). Dans le cadre de ce mémoire, nous nous intéresserons à un type de perturbation dans l'écosystème forestier : les tempêtes de vent.

2.3.1. Les tempêtes

Le vent est actuellement le facteur le plus préjudiciable en Europe, comme nous l'avons vu sur la Figure 1, il cause 50 % des dégâts en forêt et a des impacts économiques, sociaux, environnementaux et écologiques importants (Biro et al., 2009; Gardiner, 2021; Schuck & Schelhaas, 2013). Il a été estimé que le vent emporte $18,6 \cdot 10^6$ m³ de bois par an, ce qui représente 0,11% par an du volume de bois sur pied en Europe. Ces dommages ont augmenté de 2,59 % par an sur la période 1958-2001. Ces augmentations sont attribuées à la hausse des températures mondiales, aux changements des précipitations locales et à des vitesses de vents maximales plus élevées (Seidl et al., 2011). De plus, avec le changement climatique, l'intensité et la fréquence de ces perturbations pourraient augmenter (van Ypersele et al., 2021). Les dommages liés au vent devraient, eux aussi, augmenter (Seidl et al., 2014). Deux exemples marquants de tempêtes en forêt sont les tempêtes de Lothar et Martin qui ont touché les forêts françaises en 1999. Ces tempêtes ont touché 1/30 de la forêt française, en mettant à terre 140 millions de m³ de bois (Vallauri, 2002). Comprendre les mécanismes de dommages en forêt par le vent est donc un enjeu clé pour avoir des pistes d'actions afin de diminuer les dégâts à l'avenir (Dupont et al., 2015).

Les risques de bris ou chablis des arbres à cause du vent sont liés à une série de facteurs qui vont être développés dans cette section. Les deux facteurs les plus importants dans les futaies régulières sont la vitesse du vent et la hauteur dominante (Bock et al., 2005). La Figure 3 montre un aperçu des différents facteurs pouvant influencer le risque de dégâts dû au vent dans les forêts.

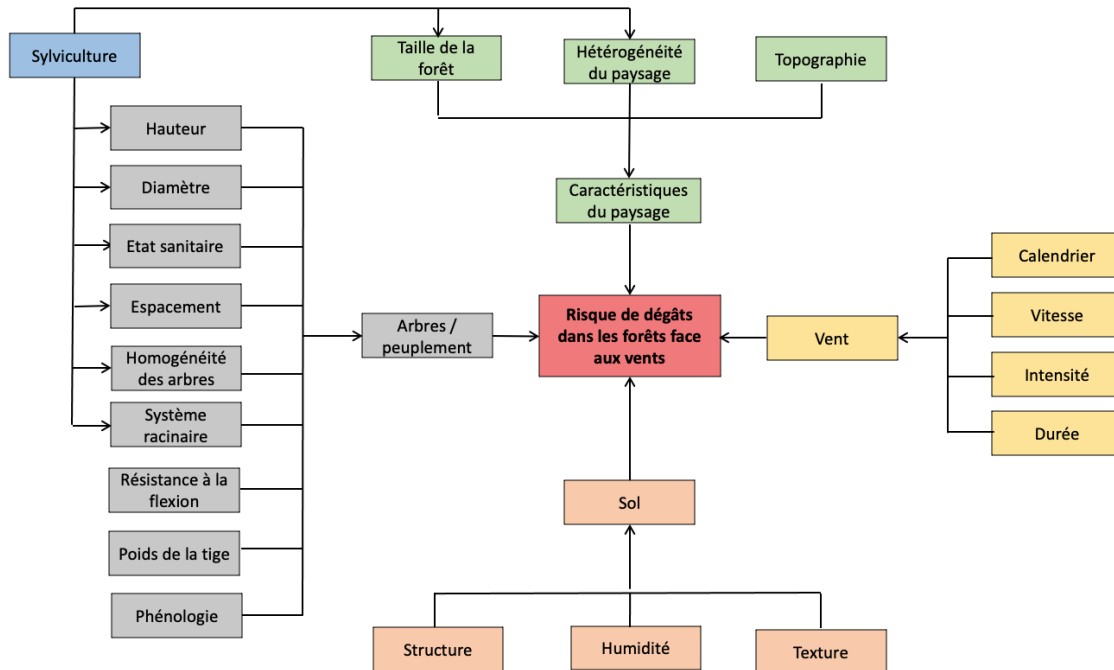


Figure 3: Facteurs influençant le risque de dégâts dus au vent (synthétiser sur base de Gardiner, 2021 ; Birot et al., 2009 ; Meredieu et al., 2014 ; Jackson et al., 2019 ; Gardiner et al., 2021 ; Meunier, 2002 ; Drouineau, 2000)

a) Le vent

Le vent influence le risque de dégâts dans les forêts en fonction de sa vitesse, de son intensité (notamment les vitesses de rafales), de sa durée et du moment où le vent touche le peuplement (Meredieu et al., 2014 ; Gardiner, 2021)

La **vitesse du vent** est un facteur important pour estimer le risque de dégâts dans les forêts. L'étude de Gardiner (2021) estime que les dégâts en forêt commencent lorsque la vitesse du vent au-dessus de la canopée dépasse les 8,5 m/s et que les vitesses de rafales à l'intérieur du peuplement sont de 25 à 30 m/s. Cependant, ces chiffres varient considérablement d'un site à l'autre en fonction de l'espèce, de l'exposition des arbres aux vents et de leur adaptation à l'environnement. Certains arbres poussant dans des endroits avec plus de vent seront plus résistants (Gardiner, 2021).

On peut voir l'importance de la vitesse du vent sur le taux de dégâts sur la Figure 4. Cette figure a été établie après les tempêtes de 1999 par Météo-France. Des cartes de vitesses maximales

instantanées ont été réalisées en interpolant les données de près de 500 stations météorologiques. Cela a permis de mettre en relation le taux de dégâts avec la vitesse du vent. Cette relation est non linéaire. Pour toutes les essences confondues, les dégâts en dessous de 100 km/h sont quasiment nuls. Les dégâts entre 100 et 120 km/h et 120 et 140 km/h sont tous les deux de 8,5 %. Enfin, les dégâts au-delà de 140 km/h sont de 22 %. On observe une diversité de dégâts en fonction des espèces. Par exemple, pour un peuplement de hêtres, entre 100 et 120 km/h, il y a peu de dégâts dans le peuplement. Entre 120 et 140 km/h, les dégâts augmentent : 23 % des hêtres sont touchés. Au-delà de 140 km/h, plus de 41 % des hêtres sont touchés (Biro et al., 2009). Les vitesses de vents maximales pour la tempête Lothar en 1999 étaient comprises entre 140 et 200 km/h (Vernier, 2001). Dans le cas des tempêtes de 1999, les dégâts dus au vent ont principalement été des chablis (l'arbre est déraciné) ; les volis (bris de l'arbre) ne représentent que 3 % des dégâts (Biro et al., 2009).

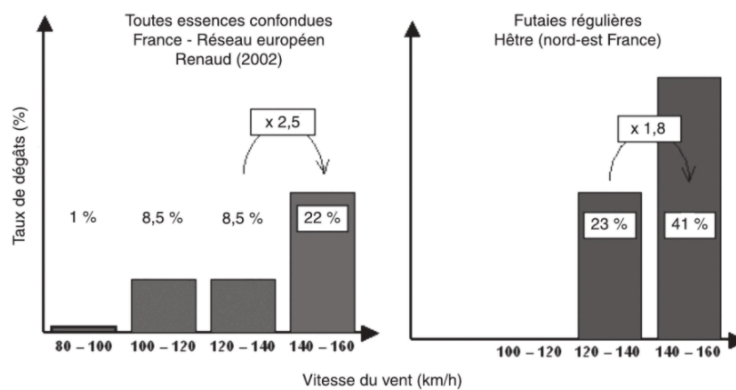


Figure 4 : Impact de la vitesse du vent sur le taux de dégâts (Biro et al., 2009).

Dans le cadre de ce mémoire, une tempête a été réalisée avec une vitesse de vents d'environ 150 km/h et les dégâts variaient entre 30 et 70% en fonction des différents peuplements.

L'intensité des tempêtes est un point important, car le taux de dégâts augmente presque exponentiellement avec la vitesse rafale du vent. Ainsi, deux tempêtes peuvent avoir les mêmes vitesses horaires, mais des vitesses rafale différentes et donc avoir des niveaux de dégâts complètement différents (Gardiner, 2021 ; Biro et al., 2009). Ainsi, la Figure 4 a été établie à partir de vitesses maximales instantanées, qui présentent de bonnes informations globalement, mais qui sont assez imprécises localement. Elle ne rend pas bien compte de l'intensité qui est un facteur déterminant sur le taux de dégâts en forêt (Biro et al., 2009).

Le calendrier de la tempête a également de l'importance. En effet, un peuplement qui vient d'être éclairci sera plus sensible au vent qu'un peuplement qui ne l'a pas été. C'est pourquoi il est recommandé de faire des éclaircies tôt, pour que le peuplement ne soit pas trop déstabilisé dans le futur (Gardiner et al., 2021). Le calendrier intra-annuel aura également de l'importance, car un peuplement en hiver et en été ne sera pas exposé au même risque face aux vitesses du vent. C'est surtout pendant les périodes de transition que les arbres sont à risque. En effet,

durant ces périodes, certains arbres perdent leurs feuilles avant d'autres. Cela peut défavoriser les arbres qui ont encore leurs feuilles, car le vent pénétrera plus facilement dans le peuplement (Jackson et al., 2019).

La durée de la tempête va également avoir un impact sur les peuplements lors de tempêtes. En effet, deux tempêtes de même intensité avec la même vitesse de vent mais d'une durée différente vont faire varier le taux de dégâts. Les dégâts vont se propager, car des trouées dans le peuplement vont s'ouvrir et les arbres du peuplement seront plus exposés au vent. Les arbres vont également être impactés par la durée en raison de l'endommagement progressif du système racinaire qui mène à un chablis. Plus la durée de la tempête sera longue, plus la forêt sera exposée au risque de dégâts (Gardiner et al., 2021 ; Dupont, 2016).

b) La structure des peuplements

La structure des peuplements a également une influence en fonction de la ou des essences présentes, la hauteur, le diamètre, le système racinaire, la santé des arbres, la densité et l'homogénéité des arbres, etc. (Meriedieu et al., 2014).

Analysons d'abord les facteurs qui influencent le renversement d'un arbre individuel. Différentes forces vont intervenir : certaines pour contrer le vent et éviter le renversement de l'arbre et d'autres vont favoriser le renversement. Ces forces sont représentées sur la Figure 5 (Meriedieu et al., 2014).

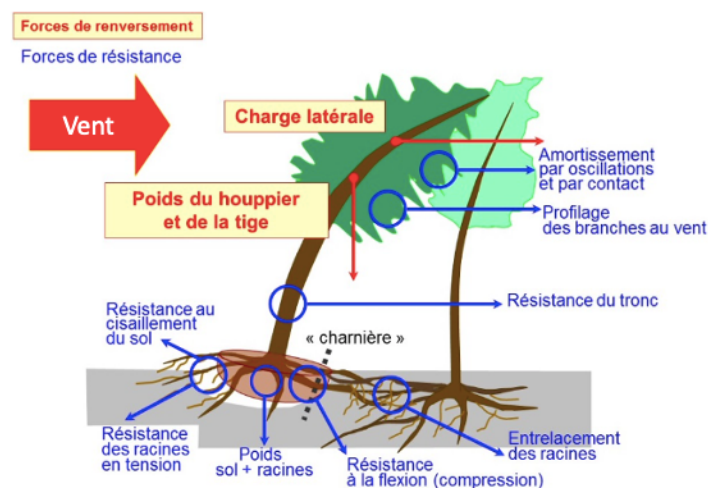


Figure 5: Représentation des forces favorisant ou s'opposant au renversement des arbres face au vent (Meriedieu et al., 2014).

Les forces qui ont tendance à faire renverser l'arbre sont :

- La charge latérale induite par la force du vent
- Le poids de la partie aérienne (houppier et tige).

Les forces qui ont tendance à maintenir l'arbre debout sont :

- La résistance du sol au cisaillement
- La résistance des racines en tension
- Le poids du sol et des racines
- La résistance des racines à la flexion pour le côté d'où vient le vent et en compression pour le côté opposé au vent
- L'entrelacement des racines avec les racines des autres arbres.

Ces forces s'appliquent lorsque la résistance du tronc est plus élevée que les forces assurant l'ancrage de l'arbre. Si la résistance du tronc est plus faible, il risque de se briser. Cela dépend notamment de la forme du tronc et de la densité du bois (Ruel, 2000). Différents facteurs propres à l'arbre ou au peuplement vont en plus influencer le renversement ou le maintien de l'arbre.

La hauteur est un facteur important puisque, quand celle-ci augmente, c'est le centre de gravité qui s'élève. La charge du vent sur le houppier va aussi s'accroître. De plus, la vitesse du vent augmente avec la hauteur, les peuplements avec une hauteur dominante plus grande auront une plus grande sensibilité (Biro et al., 2009 ; Gardiner, 2021).

Le diamètre va agir sur la vulnérabilité de l'arbre face au vent. En effet, la rupture de la tige est directement liée au diamètre et le déracinement est lié au diamètre et à la hauteur (Gardiner, 2021). Le diamètre va aussi impacter, avec la hauteur, la charge de vent sur l'arbre individuel (Duperat et al., 2021; Hale et al., 2015). Ainsi, l'élancement de l'arbre est le rapport entre la hauteur et le diamètre va influencer la résistance de l'arbre face au vent. Un arbre avec un H/d plus faible sera plus résistant face au vent (Gardiner, 2021).

L'espace va donc être important puisqu'il agit sur l'élancement de l'arbre (H/d). En effet, la croissance en grosseur va être influencée par l'environnement autour de l'arbre. Si celui-ci n'a pas beaucoup de ressources en lumière, il va avoir tendance à privilégier la croissance en hauteur par rapport à la croissance en grosseur (Gardiner, 2021). Les éclaircies jouent un rôle important sur cet espace.

Le système racinaire va aussi contribuer à la stabilité des arbres face aux tempêtes en fonction de sa profondeur et de sa structure (Gardiner et al., 2021). Ce système racinaire peut être classé en trois types : à pivots, à pivots secondaires et en cœur. Cette architecture dépend de la génétique, mais aussi du sol qui peut être limitant (Biro et al., 2009).

La phénologie va aussi avoir un impact, surtout pour les feuillus, comme il a été mentionné dans le calendrier des tempêtes (Jackson et al., 2019).

La résistance à la flexion de l'arbre va jouer sur sa sensibilité face au vent. Si celui-ci a une bonne résistance à la flexion, le tronc s'inclinera moins et aura moins tendance à se renverser (Meredieu et al., 2014). Cette résistance est obtenue à l'aide d'un module de rupture qui est propre à chaque espèce et facilement trouvable dans la littérature (Green et al., 1999).

L'état sanitaire de l'arbre va contribuer à sa sensibilité aux tempêtes. En effet, l'état sanitaire va agir sur sa résistance mécanique et donc un arbre malade aura tendance à tomber plus vite qu'un arbre sain (Drouineau et al., 2000). Lorsque l'arbre croît en hauteur, il est plus sensible aux tempêtes, pour les raisons expliquées ci-dessus, mais aussi par le fait que lorsque l'âge augmente, l'accumulation des défauts augmente également (maladies, fentes, blessures, etc) (Biro et al., 2009).

Le poids de la tige va également impacter la sensibilité de l'arbre face au vent. Cette variable est fortement liée à la taille de l'arbre. Un arbre ayant un poids de la tige plus grand aura tendance à plus vite tomber lors d'une tempête (Meunier, 2002).

L'homogénéité des arbres va rendre le peuplement plus vulnérable au vent. En effet, si le peuplement possède plusieurs strates d'arbres, la vitesse du vent à l'intérieur du peuplement sera diminuée et les grands arbres seront moins sensibles (Gardiner et al., 2021).

Cette sensibilité de l'arbre face au vent est donc multifactorielle : un facteur n'agit pas seul. Par exemple, la croissance en diamètre va influencer la croissance des racines et donc l'ancrage dans le sol et par conséquent la stabilité de l'arbre face au vent (Gardiner et al., 2021). Des classifications des essences en fonction de ces différents facteurs ont été réalisées, comme présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1: Sensibilité des essences face aux tempêtes (Nageleisen et al., 2010)

Sensibilité au vent	Très sensibles	Intermédiaires	Peu sensibles
Feuillus	Populus Robinia Castanea	Fagus Prunus Acer Betula	Quercus Fraxinus Carpinus
Résineux	Pinus pinaster Picea Pinus sylvestris	Pinus nigra Abies	Larix

De façon générale, les feuillus sont moins sensibles que les résineux (Biro et al., 2009). Cela peut être expliqué par la phénologie, mais aussi par le fait que ces deux types d'espèces sont plantés dans des conditions de milieu différentes (Gardiner et al., 2021).

c) Le sol

Le sol a également une influence. En fonction de son humidité (dépendant du climat), de sa texture, de sa structure et de sa profondeur, les arbres auront une plus ou moins grande vulnérabilité au vent (Meriedieu et al., 2014).

Le type de sol va donc jouer sur la stabilité des arbres face au vent. Les arbres tombent plus facilement sur les sols minéraux gleyifiés, tourbeux et organiques que sur les sols minéraux bien drainés. Cela varie évidemment d'une espèce à l'autre en fonction de son type d'enracinement. Cela va varier aussi avec la profondeur d'enracinement. Un arbre avec un enracinement peu profond sera en général plus sensible aux tempêtes. Un arbre peut développer des mécanismes pour diminuer cette sensibilité sur les sites plus venteux comme le fait d'étendre ces racines en surface pour augmenter sa stabilité (Gardiner, 2021).

L'humidité du sol n'est pas encore un facteur très bien connu, mais il semblerait que le risque de chablis serait plus grand sur un sol humide que sur un sol sec. Ainsi, si une tempête survient juste après de fortes pluies, le risque de chablis augmente (Gardiner, 2021). Ce facteur peut être important puisque les précipitations pourraient augmenter avec le changement climatique (Meriedieu et al., 2011)

d) Les caractéristiques du paysage

Les caractéristiques du paysage et de la structure des forêts comme la topographie, l'hétérogénéité du paysage et la taille de la forêt vont aussi impacter l'aptitude des peuplements à faire face au vent (Meriedieu et al., 2014).

La topographie agit sur la stabilité d'un peuplement face au vent, mais ses effets sont assez difficiles à caractériser. On peut quand même voir quelques tendances générales comme le fait que les dégâts dus aux tempêtes sont plus importants sur les plateaux que dans les pentes où les arbres sont moins hauts et plus habitués aux vents. (Biro et al., 2009).

L'hétérogénéité du paysage et la taille des forêts sont également importantes, car un paysage forestier fragmenté a une plus grande susceptibilité aux tempêtes (Meriedieu et al., 2014). Les peuplements sont sensibles à toute ouverture ou trouée. En effet, un changement de structure peut affecter les arbres qui ne sont pas acclimatés aux nouvelles conditions. Il faut faire particulièrement attention aux éclaircies, aux coupes rases sur des peuplements adjacents, à la construction d'infrastructures traversant la forêt (par exemple, une route). Il peut y avoir de réels problèmes lorsque les forêts sont fragmentées ou que certaines lisières sont ouvertes, car le vent rentre dans le peuplement plus facilement et plus vite, ce qui peut provoquer de graves dégâts (Gardiner et al., 2021). La fragmentation de la forêt est donc dangereuse pour la sensibilité des peuplements (Meriedieu et al., 2014).

e) Le type de sylviculture

Le type de sylviculture et la façon dont la forêt est aménagée (coupe rase, éclaircie, lisière, etc.) vont également jouer sur la susceptibilité des arbres face aux vents à travers leur impact sur différentes variables des peuplements (rapport H/d, espacement, etc.) (Meredieu et al., 2014 ; Gardiner, 2021).

Comme la hauteur est un des principaux facteurs de vulnérabilité des arbres face au vent, les éclaircies sont un point essentiel en matière de stabilité dans les peuplements, car elles vont jouer sur l'élancement de l'arbre et l'espacement des arbres dans le peuplement. Si les éclaircies sont réalisées suffisamment tôt, le diamètre des arbres augmente par rapport à leur hauteur, ce qui leur confère une plus grande stabilité. Cette stabilité peut donc se mesurer avec le coefficient d'élancement (rapport entre la hauteur et le diamètre) ; à hauteur fixée, la stabilité d'un peuplement tend à augmenter lorsque le coefficient d'élancement diminue (Drouineau, 2000; Gardiner, 2021).

Pour les peuplements de résineux réguliers, on peut définir des zones de stabilité au vent en fonction du diamètre et de la hauteur. On peut voir sur la Figure 6, trois zones de stabilité en fonction du diamètre moyen et de la hauteur dominante en mètres. La première zone définit la zone stable où les arbres ont un gros diamètre par rapport à leur hauteur. Cette zone contient des arbres stables individuellement avec possibilité de faire des éclaircies. Un seuil de 23 mètres a été défini et l'on considère qu'au-delà de cette hauteur, le risque augmente. La seconde zone définit la zone à risque où les arbres sont plus élancés et donc plus à risque individuellement, mais l'effet bloc rend le peuplement relativement stable si aucune éclaircie n'est réalisée. Les éclaircies sont possibles, mais induisent un risque élevé jusqu'à ce que le couvert se referme (environ 3 à 5 ans). La troisième zone définit la zone instable où les arbres sont très élancés et très instables. Dans cette zone, peu importe les opérations qui sont réalisées dans le peuplement, celui-ci est très instable (Biro et al., 2009; Piton, 2002). Il est donc recommandé d'avoir un rapport H/d faible. Pour cela, il est préférable de commencer les éclaircies tôt dans la vie du peuplement, de façon progressive. Les éclaircies réalisées à un stade avancé et effectuées de manière intensive sont dangereuses pour la stabilité du peuplement (Gardiner et al., 2021).

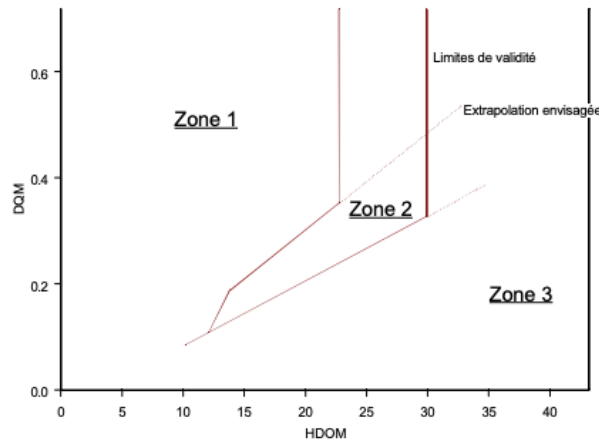


Figure 6: Zone de stabilité face au vent² (Piton, 2002)

La sylviculture peut aussi avoir un impact sur le système racinaire. Par exemple, le tassement du sol par les engins forestiers peut affecter négativement les racines. Le mode de plantation doit favoriser des systèmes racinaires sains : pas d'enroulement ou de nécroses. Les pratiques d'entretien comme le gyrobroyage peuvent aussi endommager les racines et donc influencer la stabilité des arbres restants. Les arbres qui ne sont pas droits ou qui sont déstabilisés à cause d'un mauvais ancrage doivent être éclaircis, car ceux-ci sont plus sensibles aux tempêtes. (Biro et al., 2009).

Les lisières jouent également un rôle important lors de tempêtes, car elles permettent de diminuer la vitesse du vent à l'intérieur du peuplement. Les arbres de lisière jouent un rôle crucial puisque c'est là où le vent est le plus fort. Ils vont en atténuer la vitesse à l'intérieur du peuplement (Gardiner, 2021). La sylviculture va en outre jouer sur l'homogénéité des arbres puisque c'est le sylviculteur qui va décider de planter différentes espèces ou d'avoir un système irrégulier. Le gestionnaire forestier peut donc agir sur certains points de sylviculture pour réduire la vulnérabilité des peuplements face aux tempêtes, en particulier pour les vitesses de vents faibles, car au-delà d'un certain seuil la sylviculture n'a plus que peu d'influence sur le taux de dégâts en forêt.

2.3.2. Impact des tempêtes

Les tempêtes peuvent causer beaucoup de dégâts : le chablis et le bris des arbres sont les plus évidents. Cependant, il y a aussi une série de conséquences qui surviennent après les tempêtes:

- Affaiblissement des arbres debout dû aux bris de racines ou de branches
- Augmentation des risques d'attaques de ravageurs (Nageleisen et al., 2010)

² DQM (en mètres) signifie diamètre quadratique moyen est calculé via cette formule : $\sqrt{\sum D_i^2/n}$ avec n le nombre d'arbres et D_i le diamètre du $i^{\text{ème}}$ arbre. HDOM (en mètres) est la hauteur dominante, qui est la hauteur des 100 plus gros arbres à l'hectare.

- Changement de la disponibilité alimentaire des chevreuils et donc changement dans leur utilisation de l'espace dans la forêt
- Impact sur la communauté des oiseaux présents en forêt (baisse temporaire des effectifs après la tempête)
- Diminution de la séquestration du carbone (Biro et al., 2009)
- Pour le propriétaire : réduction des recettes et augmentation des coûts
- Ouverture du peuplement et mise en lumière de la végétation accompagnatrice à un moment où on n'a pas nécessairement de fructification avec potentiellement une mise en péril de l'avenir du peuplement.

2.4. Mode de gestion

Pour faire face aux nouvelles contraintes auxquelles la forêt est soumise, notamment à cause des changements climatiques, les systèmes forestiers doivent être repensés (Aquilué et al., 2020). Pour cela, différentes solutions sont proposées comme laisser faire la nature, diversifier les peuplements, aider les arbres à migrer et limiter les dégâts faits aux arbres et au sol par les engins forestiers. Ceci pour augmenter la résilience des forêts. Toutes ces solutions nécessitent une analyse pour voir si elles peuvent être appliquées en forêt et si celles-ci sont pertinentes et réalisables.

Nous nous concentrerons ici sur le système forestier au sens restreint, c'est-à-dire la gestion forestière. C'est sur ce système que porteront les modélisations et donc notre analyse. Cependant, la filière bois ne se limite pas uniquement à la forêt, il faut prendre en compte l'ensemble des acteurs pour que les solutions puissent être appliquées (Bays et al., 2021; Keenan, 2015).

2.4.1. La non-gestion

L'une des pistes, considérées principalement par les petits propriétaires, pour faire face au changement climatique est de laisser faire la nature, de ne plus couper les arbres. Cela suppose que les forêts vont s'adapter grâce à un mécanisme d'autorégulation et leur résilience naturelle (Jandl et al., 2019).

Plusieurs études démontrent que, sur le long terme, face à une même perturbation, les peuplements gérés ont une résilience plus élevée que les peuplements sans gestion. Ainsi, une étude récente sur les pins noirs en région méditerranéenne a démontré que les peuplements gérés ont de plus grandes résilience et résistance face aux sécheresses par rapport aux peuplements non gérés. Cela peut s'expliquer par la réalisation d'éclaircies qui réduisent l'impact négatif des sécheresses sur les pins noirs (Lucas-Borja et al., 2021).

Pour la plupart des forêts, la non-gestion n'est pas considérée comme une véritable option d'adaptation face au changement climatique. En effet, la non-gestion dans nos forêts comporte de nombreux risques comme le fait que les arbres vont vieillir et leur renouvellement ne sera pas optimisé. De plus, la susceptibilité des essences face au changement climatique rapide et brutal pourrait poser de nombreux problèmes comme des dépérissements massifs. Enfin, la non-gestion réduit les services écosystémiques de la forêt, comme la séquestration du carbone, la production de bois ou l'approvisionnement en eau (Jandl et al., 2019).

L'adaptation des peuplements forestiers au changement climatique doit se faire par des mesures de gestions claires et compréhensibles pour tous et sur le long terme (Jandl et al., 2019).

2.4.2. La gestion

Des systèmes forestiers basés sur la gestion semblent prometteurs pour continuer à assurer les fonctions et services écosystémiques de la forêt face au changement climatique (Aquilué et al., 2020). Cependant, il est recommandé de s'éloigner du modèle homogène agricole avec comme objectif unique la production de bois (Messier et al., 2019). Cela n'est pas simple, car la forêt est un écosystème complexe avec de nombreuses interactions (Bastien et al., 2000). Pour faire face aux changements climatiques, la gestion forestière a de nombreuses pistes pour essayer d'adapter la forêt face à ce changement rapide (Claessens, 2016). Cependant, il n'y a pas une seule trajectoire claire qui pourrait être suivie par les propriétaires pour la prise de décision (Jandl et al., 2019). Nous explorerons ici quelques propositions de solutions pour adapter les forêts face aux changements climatiques.

a) Diversification de la forêt

Pour commencer, l'une des pistes de gestion pour faire face au changement climatique est de diversifier les forêts (Messier et al., 2019). La diversification peut porter sur la composition spécifique ou génétique (mélange d'espèces ou de provenances) et sur la structure (grosseurs et âges multiples = irrégularité). L'irrégularité permet de maintenir un couvert forestier relativement permanent dans l'espace et le temps et de maintenir les services écosystémiques (Hilmers et al., 2020). Concernant l'hétérogénéité, celle-ci a trois avantages principaux :

- Le mélange d'essences permet d'avoir plus de biens et services écosystémiques. En effet, dans les forêts monospécifiques, la production de bois est la fonction qui est privilégiée et maximisée, délaissant en général les autres fonctions. Dans les forêts mélangées, les fonctions de biodiversité, de production de bois, de protection de l'eau sont mises à un même niveau, qui est plus bas que pour la production de bois en monospécifique. C'est ce que certains appellent l'effet « touche-à-tout » : différentes fonctions sont produites à un niveau moyen (Pretzsch et al., 2017).

- Le mélange d'essences permet de diminuer les risques face aux ravageurs, stress et maladies. Cela se base sur deux faits : l'assurance écologique et les interactions entre espèces. L'assurance écologique est le fait que dans une forêt diversifiée, la probabilité que les espèces soient à même de faire face à un stress ou une perturbation est plus grande puisque le nombre d'espèces est plus élevé qu'en monospécifique. Les interactions entre espèces vont changer la façon dont une espèce réagit individuellement et donc permettre aux espèces d'être plus ou moins résistantes face à un stress ou une perturbation (processus de facilitation) (Messier et al., 2019).
- Le mélange d'essences permet d'augmenter l'adaptabilité des peuplements. En effet, pour les peuplements monospécifiques, les ressources sont partagées de la même manière entre tous les arbres. Dans les forêts mélangées, les arbres peuvent utiliser beaucoup mieux les ressources (lumière, nutriments, eau) en étant mieux répartis dans l'espace aérien et souterrain. Cela peut permettre aux peuplements d'être mieux adaptés sur des sols avec des ressources en eau et/ou en nutriments limitées (Pretzsch et al., 2017).

La gestion forestière peut facilement inclure la mixité dans les forêts, que ce soit dans des peuplements gérés de manière intensive ou plus proche de la dynamique naturelle (Messier et al., 2019). La Figure 7 illustre que les forêts mixtes sont moins susceptibles aux perturbations biotiques (attaques de ravageurs) et abiotiques (sécheresses, feux et tempêtes). De plus, ces forêts génèrent plus de services écosystémiques que les forêts monospécifiques. On peut citer notamment la séquestration du carbone, qui joue un rôle important dans le cadre du changement climatique.

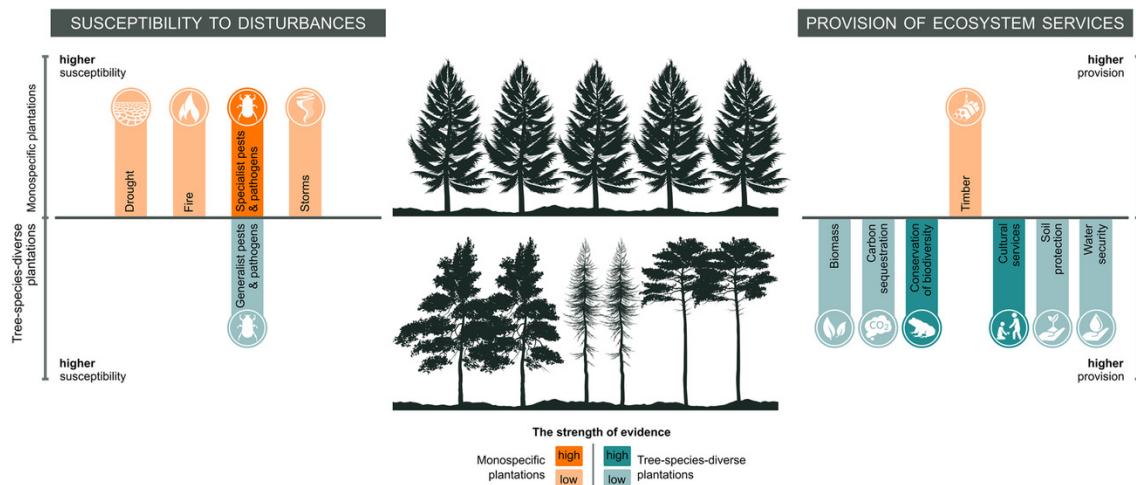


Figure 7: Comparaison des forêts monospécifiques et des forêts diversifiées face aux perturbations et aux fournitures de services écosystémiques (Messier et al., 2021)

Pour aller un niveau plus loin dans la diversification, des forêts avec une diversité fonctionnelle sont une piste pour avoir des forêts encore plus résilientes. Cette diversité fonctionnelle ne dépend pas uniquement des différentes espèces présentes, mais dépend de la diversité des traits fonctionnels. Ce sont des caractéristiques écologiques qui influencent la croissance, la

reproduction ou la survie de l'arbre. Ces traits doivent être facilement mesurables pour pouvoir être évalués (exemple : hauteur maximale des arbres, densité du bois, enracinement, etc.). Lorsqu'une forêt possède des essences avec des traits fonctionnels différents, on a alors une diversité fonctionnelle. Si en plus de cela, la forêt possède une grande répétition de ces traits, on a alors une redondance fonctionnelle. Avoir une redondance et une diversité fonctionnelles permet à la forêt d'être plus résiliente face aux perturbations et au stress et d'avoir une meilleure utilisation des ressources (Messier et al., 2019).

La Figure 8 illustre la notion de diversité fonctionnelle et de redondance fonctionnelle. La situation A montre un peuplement de deux espèces : une angiosperme et une gymnosperme. Il y a donc une haute diversité fonctionnelle et une faible redondance fonctionnelle. La situation B montre cinq espèces : deux angiospermes et trois gymnospermes. Il y a donc une haute diversité fonctionnelle et une haute redondance fonctionnelle. Si l'on perd une espèce, on a plus de chance de garder les traits fonctionnels grâce aux autres espèces que dans la situation A.

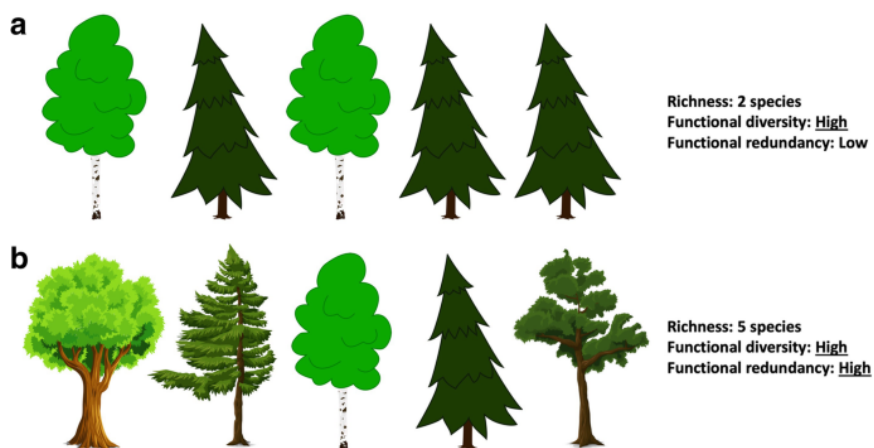


Figure 8: Illustration de la diversité et redondance fonctionnelles (Messier et al., 2019)

b) Migration assistée des espèces

Une autre piste envisageable est de s'appuyer sur la migration assistée. En effet, face à la rapidité du changement climatique, plusieurs études ont montré que certaines espèces ne pourront ni s'adapter ni migrer assez rapidement (Benomar et al., 2022; Ricard et al., 2021; Winder et al., 2011). La migration assistée permet de transférer les populations végétales vers un endroit où le climat futur leur correspondra mieux. La migration assistée permettrait également d'augmenter la résilience des forêts en augmentant la diversité fonctionnelle. Cela se fait en intégrant de nouveaux traits fonctionnels qui n'étaient pas présents au départ dans l'environnement (Messier et al., 2019). Cependant, d'autres travaux ont montré une grande adaptabilité de certaines essences, comme *Quercus petraea* par exemple (Saleh et al., 2022).

Cette piste est intéressante, mais elle doit être bien contrôlée puisque certaines espèces peuvent avoir un potentiel envahissant et compromettre les espèces locales. Il est nécessaire d'étudier

la faisabilité de cette migration, ses risques et son potentiel. De plus, la réussite de cette migration n'est pas garantie puisque les espèces doivent s'adapter à l'environnement local qui peut être fortement différent au niveau de la composition du sol notamment et des relations avec les champignons mycorhiziens (Ducci, 2017). Cette migration doit se faire sur une échelle de temps assez longue et avec un climat profondément modifié. Cette migration aura des conséquences importantes sur les écosystèmes forestiers qui pourront être complètement transformés (Lefèvre et al., 2011).

c) Protéger les forêts

Une autre piste de gestion pour faire face au changement climatique est de protéger la forêt, au niveau de son sol et de ses arbres. Une forêt avec un bon état sanitaire sera moins sensible aux stress et aux perturbations. Par exemple, un arbre qui a été endommagé par l'exploitation forestière au niveau de ses racines ou de son tronc sera plus exposé à l'attaque de ravageurs (Nageleisen et al., 2010). L'exploitation forestière provoque des dégâts qui peuvent perdurer notamment au niveau du sol qui est très sensible à la compaction et au tassement (les sols limoneux et humides sont particulièrement sensibles). Cette mauvaise santé du sol peut également avoir un impact sur la vitalité des arbres (Herbauts et al., 1998).

Limiter les dégâts de l'exploitation forestière permet aux arbres de faire face plus facilement au changement climatique puisque ceux-ci auront une meilleure santé. Cela permettrait également d'augmenter les biens et services de la forêt et notamment, le stockage de carbone (Durrieu De Madron et al., 2011). Cela peut s'améliorer grâce à des politiques forestières et à des aménagements particuliers en forêt. Par exemple, l'interdiction d'exploitation lorsque les sols sont humides (Rotaru, 1985).

d) Augmenter la résilience des forêts

Une dernière piste de gestion pour faire face au changement climatique est d'augmenter la résilience des forêts. Cette suggestion a été largement médiatisée et notamment en Belgique avec le projet de « Forêt résiliente » de la ministre Céline Tellier (Office économique Wallon du bois, 2021). La résilience des forêts regroupe les notions précédemment utilisées dans cette section. La résilience augmente avec l'augmentation de la diversité et de la redondance fonctionnelle (Obstler, 2020; Vallauri, 2002). Elle augmente également dans le cas des systèmes irréguliers par rapport aux réguliers (Goreaud et al., 2005).

Des systèmes de gestion visant à renforcer la résilience semblent prometteurs pour continuer à assurer les fonctions et services écosystémiques de la forêt face au changement climatique (Aquilué et al., 2020; Obstler, 2020). Cependant, peu d'études donnent des pistes de gestion claires et précises qui peuvent être appliquées par les gestionnaires forestiers.

3. Matériels et méthodes

Cette partie ‘Matériels et méthodes’ est subdivisée en cinq sections. Une première partie décrivant le site d’étude, la méthodologie de choix des peuplements et leurs caractéristiques principales. Une seconde explique le fonctionnement du modèle Heterofor et plus spécifiquement du module tempête. Une troisième section décrit les mesures nécessaires à l’initialisation et au fonctionnement du modèle. La quatrième section définit les scénarios : climatiques, de gestion et de perturbations. La cinquième section détaille la manière avec laquelle les simulations ont été analysées.

3.1. Site d’étude et choix des peuplements

Les cinq peuplements de structures contrastées utilisés dans le cadre de ce mémoire ont été sélectionnés dans le Bois de Lauzelle.

3.1.1. Description du site d’étude

Le Bois de Lauzelle est une forêt périurbaine qui se situe sur la commune d’Ottignies Louvain-La-Neuve, de Wavre et de Chaumont-Gistoux. Cette forêt s’étale sur environ 200 ha. La superficie se répartit entre 70 % de feuillus et 30 % de résineux. Parmi les feuillus, le hêtre et les chênes sessiles et pédonculés représentent plus de 70 %. Dans les résineux, c’est le pin sylvestre qui représente, à lui seul, plus de 70 % de la superficie résineuse (Baudry, 2015; Thyron, 2020).

Le Bois de Lauzelle est un bois privé qui appartient à l’Université catholique de Louvain. La gestion du bois de Lauzelle est assurée par l’Administration du patrimoine immobilier et des infrastructures (ADPI) avec l’appui scientifique de membres de l’équipe des sciences forestières (EFOR), dans le cadre d’un comité de gestion opérationnel (CGO) qui se réunit une fois par mois, et où les décisions techniques sont prises collégalement. Aujourd’hui, le CGO est composé du garde forestier (T. Thyron), d’un professeur en science forestière (M. Jonard) et du responsable ADPI/GPEX (A. Morize). Un comité de gestion stratégique (CGS), placé sous la responsabilité du vice-recteur de secteur, pilote la stratégie. Enfin, un comité des utilisateurs constitue le lieu de partage entre les utilisateurs (enseignants et chercheurs UCLouvain, utilisateurs externes) et le CGO.

Le Bois de Lauzelle est une forêt multifonctionnelle (production de bois de qualité, conservation des habitats et des espèces, ouverture sociale au bois et protection des eaux et des sols). Comme le Bois de Lauzelle appartient à une université, une fonction d’enseignement et

de recherche est également présente. Le bois de Lauzelle est intégré dans le réseau Natura 2000 depuis 1994. En 2021, il a aussi obtenu le label PEFC, qui est un label de gestion durable et multifonctionnelle des forêts (Baudry, 2015; Henno, 2020).

Au niveau du plan d'aménagement, le bois est divisé en 8 coupes, chacune comprenant un seul compartiment. Chaque compartiment est subdivisé en parcelles, elles-mêmes composées d'îlots. Le parcellaire a été mis à jour en 2020 pour permettre une meilleure gestion en fonction du type de peuplement (composition spécifique, structure diamétrique, stade de développement, etc.). La Figure 9 illustre le Bois de Lauzelle avec son parcellaire et ses différents compartiments.

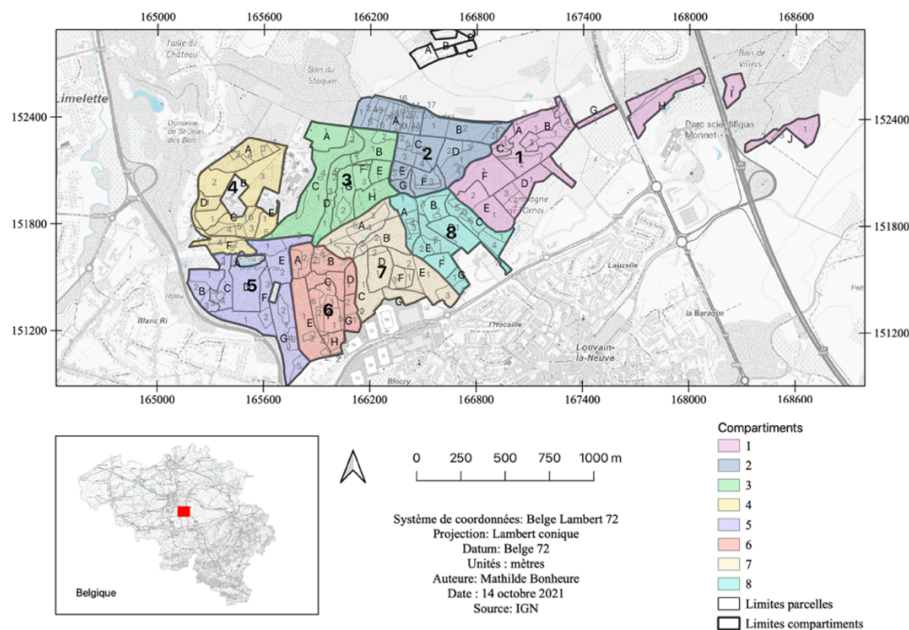


Figure 9: Parcellaire du bois de Lauzelle, actualisé en 2020

3.1.2. Peuplements et stations

Les peuplements retenus pour cette étude ont été choisis sur base de trois critères : représenter au mieux la diversité du Bois de Lauzelle, avoir des peuplements contrastés en matière de gestion et avoir des peuplements qui sont ou qui entreront en phase de régénération dans les années à venir. Voici les caractéristiques des différents peuplements choisis (les parenthèses caractérisent le nom utilisé tout au long de ce mémoire pour le peuplement associé) :

- Futaie régulière de hêtres en régénération au stade gaulis (hêtres réguliers)
- Futaie régulière de chênes en régénération au stade du semis acquis (chênes réguliers)
- Futaie régulière de pins sylvestres (pins sylvestres réguliers)
- Futaie irrégulière mélangée avec principalement du hêtre et de l'érable (hêtres/érables irréguliers)
- Futaie irrégulière mélangée avec principalement du hêtre et du frêne (hêtres/frênes irréguliers)

La Figure 10 montre la localisation spatiale des différents peuplements mesurés dans le parcellaire du Bois de Lauzelle. Dans le compartiment 2, on retrouve le peuplement régulier de hêtres. Dans le compartiment 3, on a le peuplement régulier de pins sylvestres au nord et le peuplement régulier de chênes au sud. Dans le compartiment 5, on retrouve le peuplement irrégulier de hêtres/érables et dans le compartiment 6, le peuplement irrégulier de hêtres/frênes.

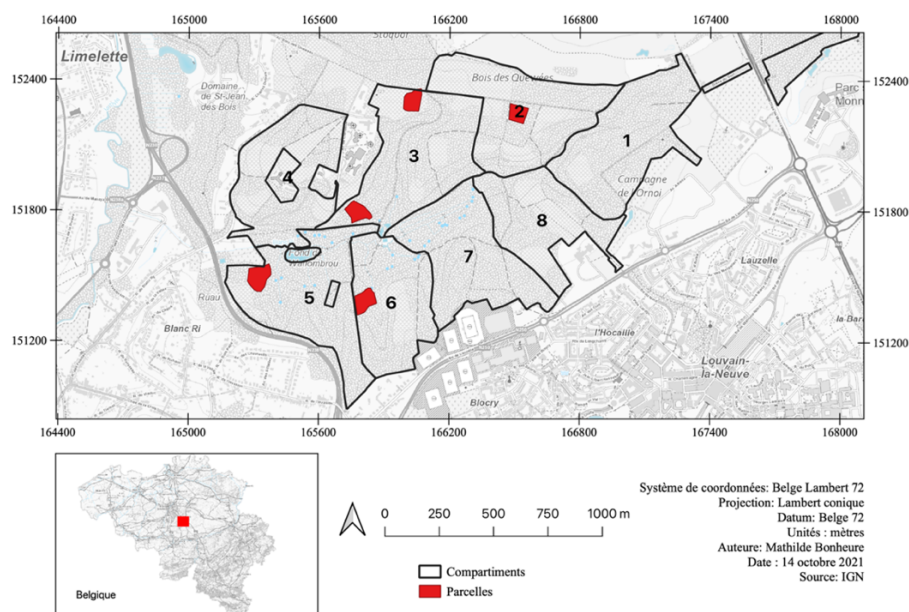


Figure 10: Positionnement des parcelles de mesures

Le Bois de Lauzelle a une température annuelle de 10.8°C, des précipitations de 827mm par an et se trouve à 50°41'N 4°36'E. Le Tableau 2 reprend les caractéristiques principales des 5 sites et le Tableau 3 reprend les caractéristiques initiales de chaque peuplement.

Tableau 2: Caractéristiques des différents sites d'études (période 2005-2019)

	Pente (°)	Texture	Drainage	Surface (ha)	Année de plantation de l'espèce principale
Hêtres réguliers	0	Limon	Favorable	1.68	1887
Chênes réguliers	13	Limon sableux	Favorable	1.68	1845
Pins réguliers	0	Limon	Favorable	1.1	1914
Hêtres/ érables irréguliers	24	Limon	Favorable	1.95	1930 (érables), 1900 (hêtres)
Hêtres/ frênes irréguliers	14	Limon	Favorable	1.56	1984 (érables), 1887 (hêtres)

Tableau 3: Caractéristiques initiales des peuplements

Peuplements	Espèces principales	Densité (N/ha)	Surface terrière ³ (m ² /ha)	C ₁₃₀ (cm)	Hauteur dominante ⁴ (m)
Hêtres réguliers	<i>Fagus sylvatica</i>	60	19.4	201.2	34.1
	<i>Quercus robur</i>	11	3.2	187	35
	Total	83	22.8	185.9	30.9
Chênes réguliers	<i>Quercus robur</i>	126	23.6	153.7	23
	Total	184	26.5	134.6	23.3
Pins réguliers	<i>Pinus sylvestris</i>	196	31.4	141.8	21.1
	Total	315	34.2	116.8	21.1
Hêtres/ érables irréguliers	<i>Fagus sylvatica</i>	44	15.1	207.5	31.7
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	127	3.8	61.7	19.8
	<i>Quercus robur</i>	12	4.7	219.3	34.6
	Total	200	24.6	124.1	31.8
Hêtres/ frênes irréguliers	<i>Fagus sylvatica</i>	44	6.8	140.4	30.5
	<i>Fraxinus excelsior</i>	53	7.2	130.1	34.7
	<i>Acer pseudoplatanus</i>	177	4.5	56.3	20.9
	Total	278	19.3	83.4	33.2

Les graphes de l'annexe 1 illustrent la répartition de la surface terrière selon les classes de grosseurs. Les graphes illustrent également comment les différentes espèces se répartissent en fonction des classes de circonférence.

³ La surface terrière a été calculée à l'aide des surfaces terrières individuelles ($g=C_{130}^2/4\pi$)

⁴ La hauteur dominante a été calculée à l'aide des 100 plus gros arbres à l'hectare

3.2. Le modèle HETEROFOR

3.2.1. Fonctionnement général du simulateur CAPSIS et du modèle de croissance HETEROFOR

Cette section décrit le fonctionnement général du modèle Heterofor basé sur deux références principales (de Wergifosse et al., 2020; Jonard et al., 2020) (sauf mention contraire).

HETEROFOR (qui signifie *HETERO*geneous *FOR*est) est un modèle de dynamique forestière, développé sur la plateforme collaborative Capsis. Ce modèle décrit la croissance individuelle des arbres en fonction de l'allocation des ressources (lumière, nutriments et eau) et considère une représentation spatiale détaillée (individu centré et spatialement explicite). Dans le cadre du changement climatique, il est intéressant d'avoir des modèles qui intègrent les processus affectés par celui-ci pour prédire l'évolution de la forêt. La composante spatiale est également importante pour décrire la dynamique forestière dans les peuplements de structure complexe. Heterofor permet notamment de tester de nouvelles pratiques sylvicoles pour améliorer la résilience des forêts face à cet environnement changeant.

Le modèle intègre différents concepts écophysiologiques pour décrire le fonctionnement de l'écosystème forestier : interception de la lumière, photosynthèse et respiration, phénologie, cycle de l'eau, allocation du carbone, nutrition minérale et cycle des nutriments. L'échelle spatiale du modèle est de 0,5 à 5 ha et l'échelle temporelle est de 10 à 100 ans. La Figure 11 montre le peuplement régulier de hêtres comme exemple de représentation en 2D et en 3D d'un peuplement dans le modèle Heterofor.

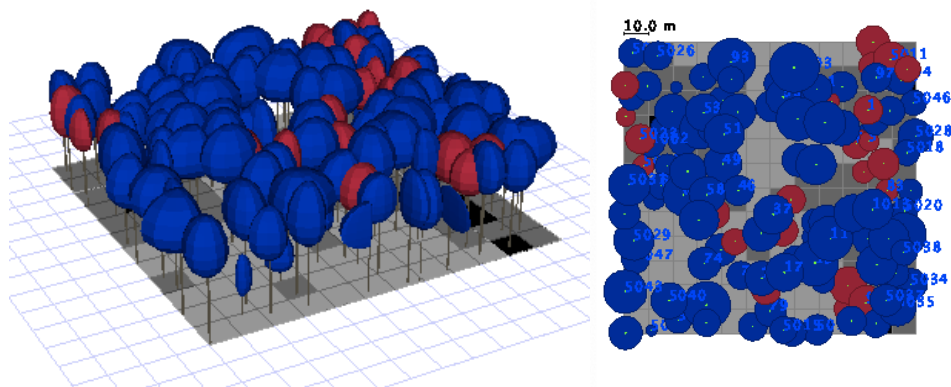


Figure 11: Exemple de représentation en 3D et en 2D du modèle Heterofor

Capsis est la plateforme qui héberge le modèle Heterofor. Capsis signifie « Computer-Aided Projections of Strategies In Silviculture ». L'objectif de Capsis est d'offrir une interface commune pour la modélisation forestière afin de faciliter la réutilisation des logiciels et simplifier de la création de nouveaux modèles. La plateforme Capsis évolue constamment en fonction des nouveaux enjeux de la modélisation forestière (Dufour-Kowalski et al., 2012).

Capsis offre une interface au modèle Heterofor pour effectuer les simulations et afficher les résultats. Cependant, l'initialisation et l'évolution du modèle sont spécifiques au modèle Heterofor. Différents scénarios peuvent être effectués, analysés et comparés.

Le modèle Heterofor intègre différentes dimensions dans le but de représenter au mieux le fonctionnement de l'écosystème forestier : bilan radiatif (en jaune sur la Figure 12 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), bilan hydrique (en bleu), bilan de carbone (en vert clair), phénologie de l'arbre (en orange). Ces différentes dimensions sont décrites individuellement, mais elles sont bien interconnectées.

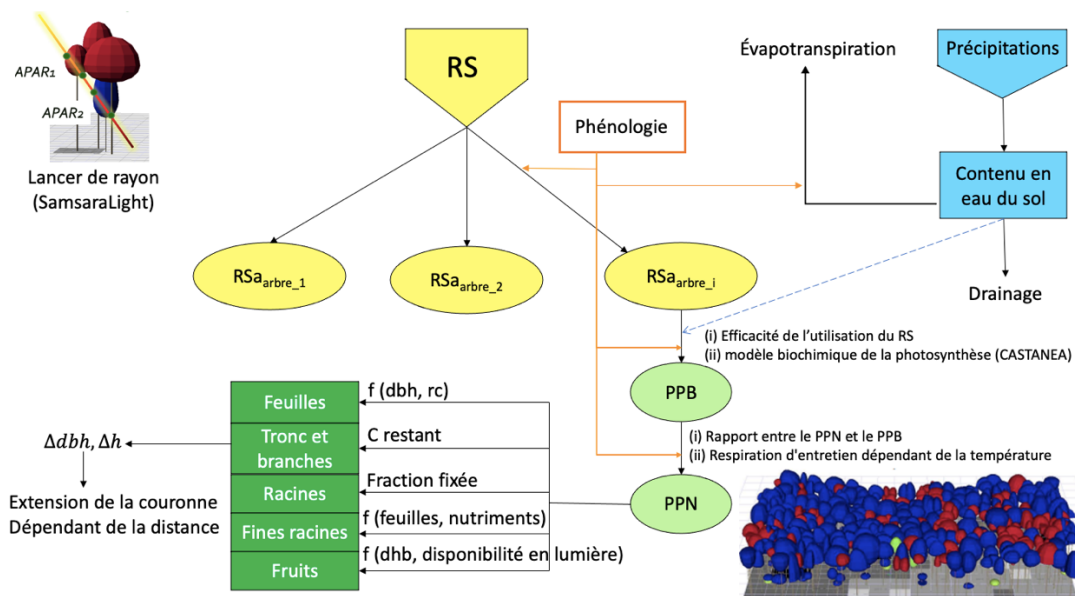


Figure 12: Fonctionnement du modèle Heterofor⁵ (Jonard et al., 2020)

Tout d'abord, le modèle va caractériser la **phénologie** des espèces feuillues. Celle-ci a pour but de déterminer la période de débourrement et de chute des feuilles des espèces caduques. Grâce au fichier météorologique, un certain nombre de variables concernant la phénologie pourront être obtenues : date de débourrement, de jaunissement des feuilles et de chute des feuilles. Cela permettra de caractériser l'état du feuillage de chaque arbre de façon individuelle, à un pas de temps journalier. Ce feuillage exerce une forte influence sur le bilan radiatif et sur le bilan hydrique notamment.

Le **bilan radiatif** est basé sur le module SamsaraLigth, qui se trouve dans Capsis, et a été implémenté par Courbaud et al. (2003) et amélioré au fil du temps. Ce module se base sur les données de rayonnement solaire du fichier météorologique, chargé à l'initialisation. Il peut être détaillé (adapté à chaque heure sur base d'un bilan réalisé à des dates phénologiques importantes) ou simplifié (bilan moyen pour toute la période de végétation) selon l'option

⁵ Abréviations : PPB=production primaire brute, PPN= production primaire nette, dbh=diamètre de l'arbre, h=hauteur, RS=rayonnement solaire, RSa=rayonnement solaire absorbé, rc =rayon de cime et C=carbone.

retenue par l'utilisateur. Ce bilan radiatif dépend fortement de la phénologie des arbres puisqu'une partie du rayonnement peut être absorbée par le tronc et le houppier. Ce module se base sur une approche de lancer de rayons avec une distinction de rayonnement solaire direct et diffus dont les proportions sont fonction de coefficients fixés à l'aide d'équations empiriques qui tiennent compte de la clarté atmosphérique. Le rayonnement qui est intercepté est calculé, notamment grâce à la loi de Beer-Lambert, pour chaque arbre de manière individuelle. Le rayonnement qui atteint le sol forestier est également obtenu en sommant l'énergie non interceptée par les arbres des différents rayons. Cette estimation de l'énergie interceptée par chaque arbre va permettre de calculer l'évapotranspiration et la photosynthèse. Ce module est adapté pour aux forêts complexes (inéquiennes ou mélangées), car il prend en compte le rayonnement intercepté par chaque arbre ou partie d'arbre (André et al., 2021; Courbaud et al., 2003).

Le **bilan hydrique** permet de simuler les flux hydriques du système forestier. Il est actualisé chaque heure grâce au fichier de données météorologiques. Les précipitations sont réparties en 3 flux : l'interception (stockage et évaporation de l'eau sur le feuillage et le tronc), le pluviollessivage (précipitation arrivant directement au sol) et les écoulements le long des troncs. L'écosystème forestier peut stocker l'eau dans le sol, dans les feuilles ou dans les troncs. Une fois que le stockage de l'eau sur la feuille est saturé, les précipitations rejoignent le flux de pluviollessivage. Pour les troncs, lorsque ce stock est saturé, les précipitations rejoignent le flux d'écoulement le long des troncs. Au moment où les précipitations sont arrivées au sol, l'eau peut être drainée dans les horizons inférieurs. L'eau peut aussi venir des remontées capillaires d'un horizon inférieur vers un horizon supérieur. Ces transferts d'eau sont caractérisés avec la loi de Darcy. L'eau peut également être absorbée par les plantes ou évaporée (du sol, du tronc ou des feuilles). L'évapotranspiration est calculée avec l'équation de Penman-Montheith. Le ruissellement de surface et le niveau des eaux souterraines ne sont pas encore intégrés dans le modèle. L'option par défaut du bilan hydrique, qui a été utilisée pour toutes les simulations de ce mémoire, suppose que tous les arbres vont prélever l'eau dans un seul et même réservoir subdivisé en horizons. Cette option calcule les flux d'eau à l'échelle du peuplement en prenant en compte les flux et les propriétés des arbres de manière individuelle (transpiration, stockage d'eau dans le tronc et les feuilles, etc.).

Le **bilan de carbone** permet de calculer la distribution du carbone dans l'écosystème. Tout d'abord, la PPB (productivité primaire brute en kilogrammes de C par an) va pouvoir être calculée à un pas de temps horaire (en utilisant l'approche de Farquhar qui est un modèle biochimique de photosynthèse) (Farquhar et al., 1980). La photosynthèse peut être calculée quotidiennement grâce au module CASTANEA présent dans Capsis. Pour ce faire, le rayonnement intercepté par heure est nécessaire ainsi que le bilan hydrique. À la fin de la période de végétation, la PPN (productivité primaire nette en kilogrammes de C par an) peut

être calculée en déduisant le carbone nécessaire pour la respiration de maintenance et de croissance. Ensuite, la PPN est partagée entre les différents compartiments de l'arbre : feuilles, fruits, racines, branches et tronc. L'allocation du carbone vers les feuilles et les fines racines est prioritaire. Les autres compartiments de l'arbre (tronc, branches et racines) vont recevoir le reste de carbone pour permettre l'accroissement de l'arbre. Cette allocation se fait notamment via des relations allométriques prédisant la biomasse des différents compartiments de l'arbre à partir du diamètre du tronc et de la hauteur totale.

Le **module de régénération** utilise une autre approche que celle pour les arbres qui sont individualisés. La régénération est traitée par cohorte et non par individu. Au vu de la quantité importante de régénération que peut contenir une cellule, traiter la régénération comme des individus induirait un temps de calcul considérable. Chaque cohorte de régénération est caractérisée par une espèce, un âge et les dimensions (hauteur et circonférence) qui doivent être fournis à l'initialisation. Ensuite, la croissance de la régénération dépendra principalement de la disponibilité en lumière. Les semis deviennent des arbres dans le modèle lorsqu'ils ont atteint la hauteur de recrutement (par défaut, 12 mètres) (Ryelandt & Jonard, 2019).

3.2.2. Description du module tempête

L'intensité et la fréquence des tempêtes pourraient augmenter d'ici la fin du siècle sous l'effet des changements climatiques (Duvernoy, 2022; Masson-Delmotte & Ravignan, 2021; Meredieu et al., 2011; van Ypersele et al., 2021). Il est donc intéressant de prendre en compte leur impact dans les simulations à long terme afin de développer des stratégies de gestion qui favorisent la résilience des forêts face à ces perturbations. Pour cela, un module tempête a récemment été développé et implémenté dans Heterofor par Arthur Guignabert.

Ce module implique 3 étapes : a) calcul des vitesses critiques de vent au-dessus desquelles l'arbre sera endommagé; b) calcul de la vitesse de la rafale la plus forte au niveau du sommet de chaque arbre sur base de vitesse de vent horaire ; c) prise en compte des impacts indirects sur les arbres voisins et la régénération. Ces étapes sont développées plus en détail dans cette section et la Figure 13 montre un aperçu de la manière dont le module tempête fonctionne.

La prise en compte des dommages liés aux tempêtes lors d'une simulation peut être effectuée de deux manières distinctes à l'aide de ce module. Il peut être soit activé lors de l'initialisation d'Heterofor, et le modèle évaluera le risque de tempête et les dommages associés de manière journalière en fonction des conditions météorologiques. Il peut également être utilisé de manière ponctuelle en créant une tempête une année donnée à partir d'une vitesse de rafale de vent, de sa direction et de la période de perturbation (été/hiver).

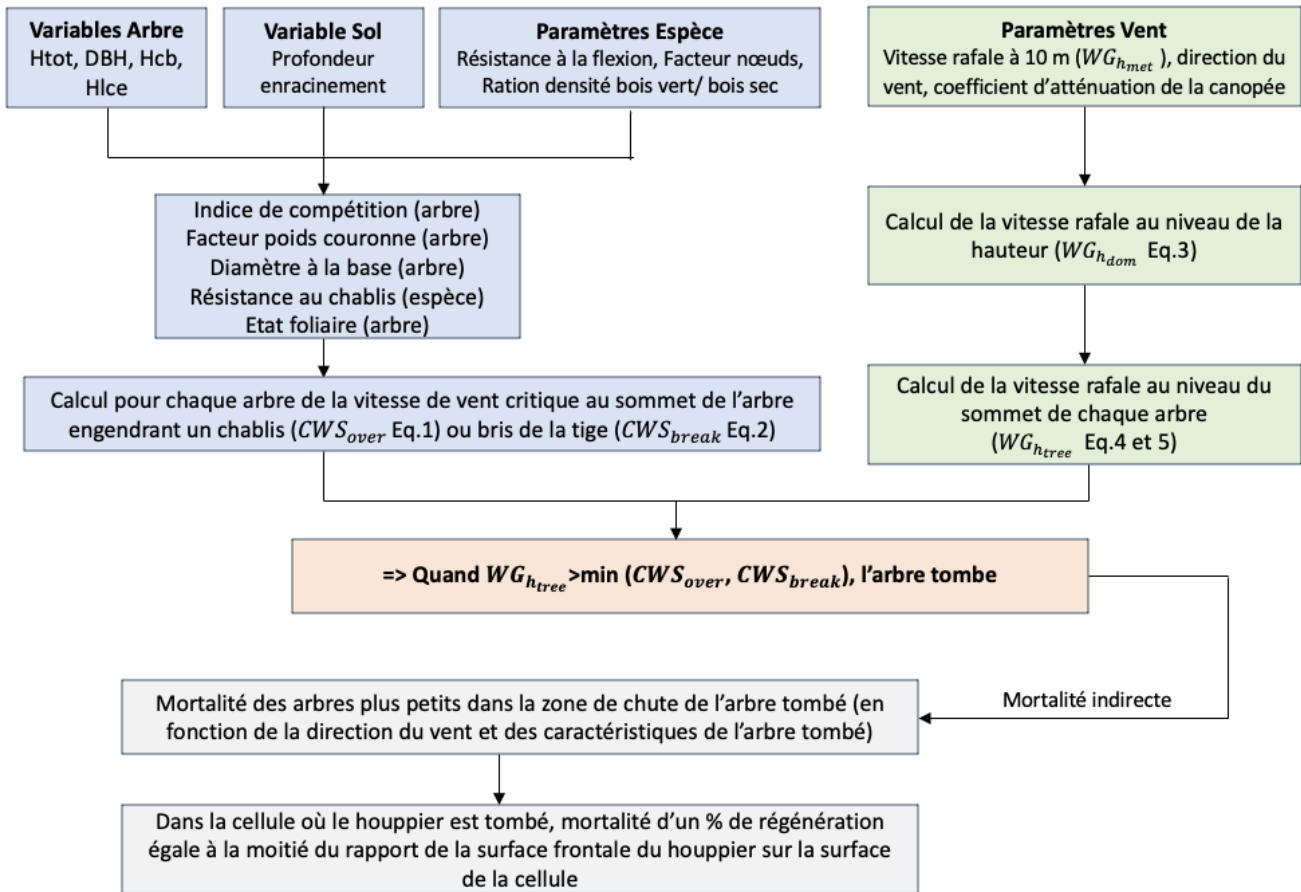


Figure 13: Schéma conceptuel du module tempête⁶

a) Vitesses critiques de vent

Les vitesses critiques de vent (CWS, en m/s) correspondent aux vitesses qui vont entraîner des dommages sous forme de chablis (CWS_{over} , Eq. 1) ou de bris de la tige (CWS_{break} , Eq. 2). Elles sont calculées à partir des équations suivantes issues du modèle ForestGALES (Duperrat et al., 2021; Hale et al., 2015):

$$CWS_{over} = \left(\frac{C_{reg} \cdot SW_{green}}{TMC \cdot f_{CW}} \right)^{0.5} \quad Eq. 1$$

$$CWS_{break} = \left(\frac{MOR \cdot d_0^3 \cdot f_{knot} \cdot \pi}{32 \cdot TMC \cdot f_{CW}} \right)^{0.5} \quad Eq. 2$$

⁶ Abréviations : dbh = diamètre de l'arbre, Htot = hauteur de l'arbre, Hcb = hauteur de la base de la couronne, Hlce = Hauteur de la couronne la plus large, CWS_{over} = vitesse critique du vent qui entraîne des dommages sous forme de chablis, CWS_{break} = vitesse critique du vent qui entraîne des dommages sous forme de bris de la tige, WG_{hmet} = la vitesse rafale au niveau de la station météo, WG_{hdom} = vitesse rafale au niveau de la hauteur dominante et WG_{htree} = vitesse rafale au sommet de l'arbre.

Les variables utilisées pour ces deux équations sont :

- C_{reg} (Nm/kg), un coefficient caractérisant l'ancrage des arbres qui dépend de l'espèce, de la profondeur d'enracinement et du type de sol. Il est déduit de la régression entre la résistance au déracinement, obtenue à partir d'expériences de traction d'arbres, et le poids de la tige (Nicoll et al., 2006).
- SW_{green} (kg), le poids humide de la tige de l'arbre calculé selon l'équation : $SW_{green} = \frac{SW_{dry}}{[C]_{stem}} \cdot \frac{green\ wood\ density}{dry\ wood\ density}$, où le poids sec de la tige (SW_{dry} , en KgC) et sa teneur en carbone ($[C]_{stem}$) sont des variables disponibles dans Heterofor. Pour les résineux, le poids de la tige prend en compte la tige dans son ensemble. Pour les feuillus, il englobe la tige de la base de l'arbre jusqu'à la base de la couronne, à laquelle on ajoute le poids des grosses branches (diamètre supérieur à 7 centimètres).
- f_{CW} , un facteur qui tient compte du moment de rotation supplémentaire dû au poids de la couronne de l'arbre. Il est déterminé à partir des données de biomasses issues d'Heterofor en considérant la couronne un peu différemment entre les feuillus et les résineux pour être en adéquation avec le calcul du SW_{green} : $f_{CW_{conif}} = 1 + \frac{CrownWeight}{AbovegroundWeight}$ et $f_{CW_{broad}} = 1 + \frac{CrownWeight - CoarseBranchesWeight}{AbovegroundWeight}$.
- MOR (Pa), le module de rupture du bois vert (= résistance à la flexion) pour une espèce donnée.
- d_0 (m) est le diamètre à la base de l'arbre ;
- f_{knot} est un facteur qui réduit la résistance du bois en raison de la présence de nœuds. Il est spécifique à l'espèce et a une valeur généralement comprise entre 0.8 et 1 (par défaut = 1).
- TMC est le coefficient du moment de rotation de la tige calculé avec l'équation suivante (Locatelli et al., 2020):

$$TMC = 3.86 \cdot C_{Heygi} + 124.252 \cdot dbh^2 h - 17.285 \cdot dbh^2 h \cdot C_{Heygi}$$

Avec dbh le diamètre à 1.3m, h la hauteur en mètres, et C_{Heygi} l'indice de compétition (qui dépend de la distance) de Heygi (1974), calculé comme suit (Prevosto, 2005):

$$C_{Heygi} = \sum_{c=1}^n \frac{d_c/d_s}{D_{cs}} \cdot \alpha$$

Avec d_c et d_s les diamètres de l'arbre concurrent et de l'arbre sujet en centimètres, D_{cs} la distance entre ces 2 arbres en mètres et α un facteur prenant en compte la phénologie de l'arbre égal à $\alpha = 0.8 \cdot leaf\ proportion + 0.2$. L'indice de Heygi est calculé à partir de tous les arbres voisins dans un rayon de $1/3 \cdot H_{dom}$ autour de l'arbre sujet.

b) Vitesse rafale au sommet de l'arbre

Pour chaque arbre, les CWS vont ensuite être comparées à une vitesse de rafale (c'est-à-dire la vitesse maximale) au sommet de l'arbre, car ce sont ces types de vitesses de vent qui sont responsables des dégâts. Cependant, les vitesses de vent renseignées dans le fichier météo pour initialiser Heterofor sont des vitesses horaires moyennes à une hauteur donnée. Trois étapes sont donc nécessaires pour déterminer la vitesse rafale au niveau du sommet de l'arbre à partir de la vitesse moyenne du fichier météo Heterofor.

Conversion de la vitesse moyenne en vitesse rafale à la hauteur de la mesure

Pour cela, on estime les paramètres (a = pente, b = intercept, σ^2 = variance) de la régression linéaire entre la vitesse horaire moyenne ($WS_{h_{met}}$) et la vitesse horaire rafale ($WG_{h_{met}}$) pour la zone d'étude. Ces données peuvent être obtenues à l'aide de données météorologiques mesurées ou via des données de réanalyses, telles que ERA5 (Hersbach et al., 2020) (Figure 14). La vitesse horaire rafale est ensuite calculée via l'équation :

$$WG_{h_{met}} = a \cdot WS_{h_{met}} + b + \varepsilon(0, \sigma^2)$$

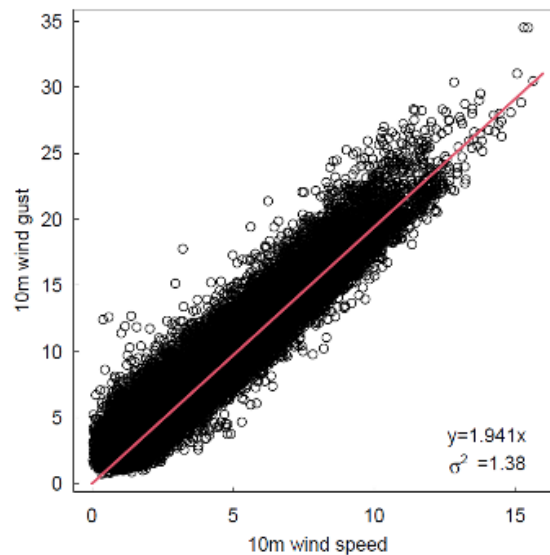


Figure 14: Régression linéaire entre la vitesse moyenne du vent (10m wind speed) et la vitesse rafale (10m wind gust) à partir des données ERA5 pour Louvain-la-Neuve

Calcul de la vitesse rafale au niveau de la hauteur dominante ($WG_{h_{dom}}$) (Jetten, 1996) :

$$WG_{h_{dom}} = WG_{h_{met}} \cdot \frac{\ln((50 - d_{met})/z_{met})}{\ln((h_{met} - d_{met})/z_{met})} \cdot \frac{\ln((h_{dom} - d_{canopy})/z_{canopy})}{\ln((50 - d_{canopy})/z_{canopy})} \quad \text{Eq. 3}$$

Avec :

- $WG_{h_{met}}$ (m/s), la vitesse rafale au niveau de la station météo.
- h_{met} (m), la hauteur de la mesure de référence, ici égale à 10m.
- h_{dom} (m), la hauteur dominante
- z (m) et d (m) des paramètres aérodynamiques : $d_{met} = 0.08$, $z_{met} = 0.015$, $d_{canopy} = 0.75 \cdot h_{dom}$, $z_{canopy} = 0.1 \cdot h_{dom}$ (Ancelin et al., 2004; Raupach, 1994).

Le calcul de cette vitesse est important, car elle correspond à la vitesse de référence utilisée pour calculer le profil de vent à travers la canopée, et permet donc de déterminer les vitesses de vent au sommet de chaque arbre. Dans le cadre de ce module, la hauteur dominante correspond à la hauteur moyenne des 20 arbres avec le plus gros diamètre par hectare. Prendre en compte les 100 plus gros arbres comme utilisés conventionnellement est moins pertinent au sein de peuplements irréguliers, car cela donne un poids trop important à des arbres de moindres dimensions pour le calcul de la hauteur dominante.

Calcul de la vitesse rafale au niveau du sommet de chaque arbre ($WG_{h_{tree}}$) :

Enfin, la vitesse rafale au sommet de chaque arbre ($WG_{h_{tree}}$) est calculée à partir de la vitesse rafale au niveau de la hauteur dominante, en utilisant une équation différente selon la hauteur de l'arbre (h_{tree}) par rapport à la hauteur dominante (h_{dom}) :

- Si $h_{tree} < h_{dom}$:

$$WG_{h_{tree}} = WG_{h_{dom}} \cdot e^{-\alpha \cdot \left(1 - \frac{h_{tree}}{h_{dom}}\right)} \quad Eq. 4$$

où α correspond au coefficient d'atténuation du vent dans la canopée.

- Si $h_{tree} > h_{dom}$:

$$WG_{h_{tree}} = WG_{h_{dom}} \cdot \frac{\ln \left(\frac{(h_{tree} - d_{canopy}) / z_{canopy}}{(h_{dom} - d_{canopy}) / z_{canopy}} \right)}{\ln \left(\frac{(h_{dom} - d_{canopy}) / z_{canopy}}{(h_{dom} - d_{canopy}) / z_{canopy}} \right)} \quad Eq. 5$$

c) Mortalité et dommages indirects

Les deux valeurs de vitesses critiques de vent pour un arbre donné (équations 1 et 2) vont ensuite être comparées à la vitesse rafale au sommet de l'arbre (équation 4 ou 5). Si la vitesse de rafale est plus élevée que l'une des vitesses critiques de vent, l'arbre sera considéré comme mort, soit via chablis soit via bris de la tige.

Lorsqu'un arbre chute, il peut impacter d'autres arbres autour de lui, qui eux-mêmes pourront impacter de nouveaux arbres. Ce module prend en compte ces dommages indirects, si ceux-ci sont activés lors de l'initialisation ou de l'intervention. Les arbres à proximité d'un arbre tombé (de manière directe ou impacté indirectement) seront considérés comme morts s'ils remplissent les 3 critères suivants :

- Être à une distance inférieure à la hauteur de la base de la couronne pour les feuillus ou $htot/2$ pour les résineux de l'arbre tombé ;
- Avoir une hauteur inférieure à 4/5 de la hauteur de l'arbre tombé ;
- Être situés dans la zone de chute (délimitée par l'angle entre α_1 et α_2 dans la Figure 15).

Un arbre tombé peut également impacter la régénération potentiellement présente. Dans le modèle, on considère que l'arbre tombé endommage la régénération uniquement dans la cellule dans laquelle le centre de la couronne est tombé. Dans celle-ci, la régénération est réduite d'un

pourcentage correspondant à la moitié du ratio de la surface frontale (SF) de la couronne sur la surface de la cellule. Les semis d'une hauteur inférieure à 2m ne sont pas impactés car l'on considère qu'ils vont plier puis reprendre leur croissance rapidement. Pour le calcul de la surface frontale, on différencie les feuillus et résineux selon la forme de leur couronne :

- Feuillus : SF égale à la somme de deux demi-ellipses, de surface

$$e_1 = \frac{\pi \cdot \text{crown radius} \cdot (\text{htot} - \text{hlce})}{2} \text{ et } e_2 = \frac{\pi \cdot \text{crown radius} \cdot (\text{hlce} - \text{hcb})}{2}$$

- Résineux : si la couronne a une forme parabolôide (contour bleu sur la Figure 15) :

$$SF = \frac{\pi \cdot \text{crown radius} \cdot \text{crown length}}{2}, \text{ si la forme est conique (contour orange) :}$$

$$SF = \frac{\text{crown diameter} \cdot \text{crown length}}{2}$$

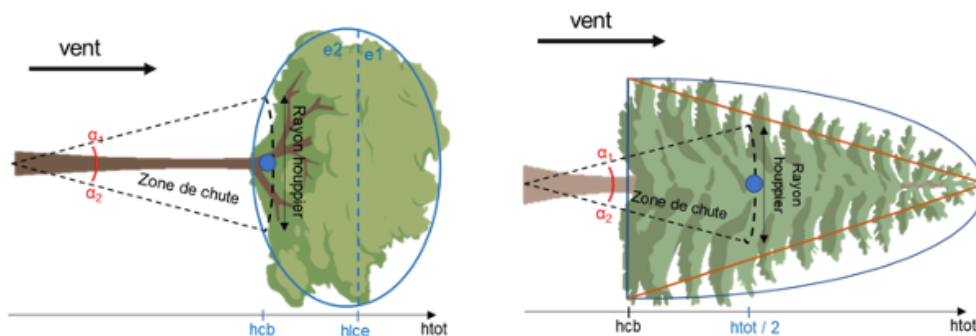


Figure 15: Schéma illustrant l'estimation des dommages indirects causés par la chute d'un arbre sur un arbre voisin et la régénération

3.2.3. Initialisation du modèle

L'initialisation du modèle permet de décrire l'état initial de l'écosystème forestier, les arbres et le sol subdivisé en horizons. Pour fonctionner, le modèle nécessite au moins quatre fichiers : les paramètres des différentes essences, les données sur les arbres, les données sur le sol et les données météorologiques. Avant l'initialisation, l'utilisateur est amené à choisir des options et à charger d'autres fichiers supplémentaires optionnels en fonction du type de simulation souhaitée (Jonard et al., 2020). Les mesures réalisées pour permettre l'initialisation dans le cadre de ce mémoire se trouvent au point 3.3.

L'inventaire des arbres est une liste de tous les arbres présents sur la parcelle (de plus de 15 cm de circonférence). Pour chaque arbre, il comporte le nom de l'espèce, la position x, y et z et les dimensions caractéristiques. Pour les dimensions, il faut fournir : la circonférence à 1,3m, la hauteur totale, la hauteur à la plus grande extension de la largeur du houppier, la hauteur à la base de la couronne et les rayons de couronnes dans les quatre directions cardinales. Ces informations peuvent être acquises par une campagne de mesures ou à l'aide de relations statistiques. Dans le cadre de ce mémoire, toutes ces informations ont été mesurées sur le terrain. La croissance en dimension des arbres va être ensuite calculée par le modèle sur la durée de la simulation.

En plus de ces informations sur les arbres, la régénération peut également être ajoutée dans ce fichier. Deux types de régénérations ont été ajoutés : la régénération présente au moment des mesures et la régénération future. La régénération future consiste à mettre de la régénération de 1 an arrivant un peu partout dans le peuplement à des intervalles de temps réguliers (4, 6 ou 8 ans en fonction des espèces). Cela permet d'avoir de la régénération en cas d'ouverture. Si la régénération n'a pas assez de lumière, le modèle la fera mourir. C'est l'utilisateur qui détermine la ou les espèces à ajouter dans le futur.

Le fichier des propriétés du sol comprend une série de données pour chaque horizon : limite supérieure (m), limite inférieure (m), fraction grossière totale (m^3 de pierre totale/ m^3 de sol total), fraction grossière de l'échantillon (m^3 pierre dans le kopecky/ m^3 du kopecky), densité apparente de l'échantillon de sol (kg de terre fine/ m^3 kopecky), fraction de sable (g/g), fraction de limon (g/g), fraction d'argile (g/g), carbone organique (mg/g), proportion de racines fines par rapport au reste du profil (-) et pH de la solution du sol (-). Dans le cadre de ce travail, ces données proviennent de mesures réalisées par Alexandre Vanbeneden en 2021.

Le fichier des données météorologiques comprend pour chaque heure : la radiation (W/m^2), la température de l'air ($^{\circ}C$), la température de la surface du sol ($^{\circ}C$), les précipitations (mm), l'humidité relative (%), la vitesse du vent (m/s), la direction du vent et le rapport entre le rayonnement diffus et global. Ces données proviennent des stations météorologiques du réseau Parmeseb (de Wergifosse et al., 2020). Pour les scénarios climatiques, les données proviennent du GIEC.

D'autres fichiers optionnels peuvent être ajoutés comme un fichier de chimie du sol, un fichier avec la production de fruits, un fichier avec les paramètres de micro-habitats. Cela dépend des données et du temps disponibles et de la recherche que l'on souhaite réaliser.

Enfin, une série d'options sont à choisir comme le bilan radiatif (normal ou détaillé), le choix des modules (phénologie, transpiration, bilan hydrique, photosynthèse, etc.), la prise en compte ou non d'une concentration en CO_2 atmosphérique fixe ou variable et les options de gestion de mortalité. Un module tempête a été ajouté cette année pour permettre de prendre en compte les dégâts liés aux tempêtes au cours du temps. Deux options peuvent être activées dans l'initialisation « dégâts liés aux tempêtes » et « impacts subséquents ». La deuxième option permet de prendre en compte le dégât supplémentaire fait par les arbres tombés lors de la tempête sur les autres arbres et sur la régénération. Ce module sera détaillé dans la section « scénario de perturbation ».

3.2.4. Paramétrisation et évaluation du modèle

Parallèlement à l'initialisation, la paramétrisation et l'évaluation du modèle doivent être effectuées pour s'assurer que le modèle reproduit bien la croissance observée dans les sites choisis pour effectuer des simulations. Le fichier espèce contient la plupart des paramètres nécessaires au fonctionnement des différents modules du modèle : phénologie, bilan radiatif, photosynthèse, respiration, bilan hydrique, allocation du carbone, croissance des dimensions caractéristiques... Certains paramètres sont issus de la littérature, d'autres de relations allométriques ou empiriques et font l'objet de calibration externe au modèle (c'est-à-dire sans devoir le faire tourner).

Deux paramètres doivent faire l'objet de calibration interne (donc en faisant tourner le modèle) pour les espèces :

- le rapport entre la PPN et la PPB, qui contrôle la part de carbone utilisée pour la respiration et la part utilisée pour la croissance (en hauteur et en circonférence)
- la fonction de croissance en hauteur qui distribue la croissance entre la hauteur et la circonférence en fonction de la taille de l'arbre, de son potentiel de croissance et de la disponibilité en lumière.

Ces paramètres ont été corrigés pour le pin, qui n'était pas calibré pour les stations du Bois de Lauzelle. Par exemple, les pins étaient calibrés avec des paramètres de stations françaises plus productives. L'ajustement des deux paramètres s'est fait en comparant les mesures faites dans les différents peuplements avec les résultats de simulations réalisées à partir de plantations fictives sur des durées égales à l'âge des arbres dans ces peuplements.

De nouveaux paramètres ont également été ajoutés cette année pour introduire une décroissance de la croissance en fin de vie des arbres et une mortalité. Ces paramètres ont été utilisés pour diminuer la croissance du pin, qui avait tendance à croître trop vite lorsque les arbres étaient âgés.

Pour le peuplement régulier de hêtres, plusieurs fichiers de mesures antérieurs sont disponibles, car cette parcelle fait partie du projet du réseau wallon de suivi des écosystèmes forestiers (REWASEF). Grâce à cela, l'outil d'évaluation de la qualité des prédictions a donc pu être utilisé. Celui-ci permet de voir comment le modèle prédit la croissance des peuplements et en comparant prédictions et mesures individuelles. Cela a permis notamment de corriger certains points extrêmes qui étaient dus à des erreurs de mesures. L'annexe 3 illustre cet outil d'évaluation et la qualité des prédictions du modèle.

3.3. Mesures nécessaires à l'initialisation et au fonctionnement du modèle

3.3.1. Propriétés physiques du sol

Les données concernant les propriétés physiques du sol ont été récoltées lors d'une campagne réalisée par Alexandre Vanbeneden en 2021 dans le Bois de Lauzelle. Une série de données avait déjà été mesurée mais deux variables étaient manquantes pour avoir une initialisation complète : la densité apparente et la granulométrie (proportion en sable, limon, argile). Des prélèvements ont été réalisés pour obtenir ces deux variables et deux méthodes d'analyse ont été réalisées.

La densité apparente a été analysée dans le laboratoire EFOR à l'UCLouvain par Alexandre Vanbeneden. Les échantillons ont été récoltés avec des cylindres de Kopecky dans deux fosses existantes du Bois de Lauzelle et une nouvelle fosse dans le compartiment 7. Chaque horizon de chaque sol a été échantillonné trois fois. La densité apparente est le rapport entre la masse sèche d'un sol et son volume donné (Destain, 2014). Il existe plusieurs méthodes pour calculer la densité apparente. La plus simple et celle qui a été utilisée est de récolter un volume connu de sol, de le sécher et de mesurer la masse sèche. Les échantillons ont ainsi été séchés dans une étuve à 105°C pendant 48h (Alongo & Kombele, 2009; Biot, 2020). Une fois que les échantillons ont été séchés et pesés, on peut calculer la densité apparente de la façon suivante (Destain, 2014) :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_k}$$

Où ρ_s est la densité apparente en [g/cm³], M_s est la masse sèche de l'échantillon en [g] et V_k le volume total qui est égal au volume du cylindre de Kopecky de 100cm³. Aucun tamisage n'a été réalisé, car il n'y avait pas de fraction grossière dans les échantillons.

La granulométrie a été analysée au laboratoire du centre provincial de l'agriculture et de la ruralité à la Hulpe grâce à la méthode de détermination par sédimentation. Pour cela, des échantillons de chaque horizon ont été prélevés, mis en sachets étanches avant d'être envoyés au laboratoire. Le laboratoire a renvoyé les résultats sous forme de fiches avec l'analyse de la granulométrie.

Trois fichiers finaux sont disponibles pour représenter au mieux la diversité du Bois de Lauzelle : un pour les plateaux sableux, un pour les versants et un pour les fonds de vallées. Tous les sols ont été associés aux sols de versants du Bois de Lauzelle, mis à part le peuplement régulier de chênes qui a été associé à un sol de fond de vallée. Cela a été déterminé grâce au fichier écologique des essences et à la carte du sol de Walonmap pour déterminer le type de sol des peuplements.

3.3.2. Peuplement

a) Mesures réalisées

Pour pouvoir représenter au mieux la complexité de la forêt avec le modèle Heterofor, une série de mesures ont été réalisées sur le terrain dans 5 peuplements :

- À l'aide d'un Field map, la position des arbres et la dimension des couronnes ont pu être déterminées.
- À l'aide d'un vertex, 3 mesures de hauteur ont été prises : la hauteur totale, la hauteur de la base de la couronne et la hauteur de la plus grande largeur de couronne.
- À l'aide d'un ruban, les mesures de circonférence ont été faites.
- À l'aide d'un clinomètre et d'une boussole, la pente et son exposition ont pu être caractérisées.
- À l'aide d'un GPS, les limites des parcelles ont été prises.

Les données ont été récoltées en juillet 2021, mise à part la parcelle de hêtres qui a été spatialisée par deux techniciens du laboratoire en 2020.

Le Field map est un instrument d'aide à la collecte de données en forêt qui a été développé par IFER, l'Institut de recherche sur les écosystèmes forestiers. Le Field map se compose d'un laser télémètre, d'un clinomètre électronique, d'une boussole électronique et d'un ordinateur (IFER, 2010). Le Field map permet de spatialiser les peuplements. À titre d'illustration, l'annexe 4 montre une représentation en 2D de la spatialisation du peuplement régulier chênes avec le Field map.

Pour la régénération, des mesures ont été réalisées sur le terrain en considérant des carrés de 3 mètres sur 3 mètres, et en notant la hauteur des 5 plus hautes tiges, l'espèce dominante, une estimation de l'âge et le nombre de semis. Les mesures ont été localisées sur le plan de spatialisation et ensuite attribuées à une cellule dans le modèle. En plus de cette régénération mesurée, une régénération avec les espèces principales a été ajoutée à intervalle régulier.

b) Traitements de données

Pour chaque peuplement, les données ont été traitées et une série de variables ont été calculées sur Excel pour pouvoir caractériser les peuplements de manière globale et vérifier les données obtenues avec celles fournies par le modèle Heterofor lors de l'initialisation. Cela a permis notamment de remarquer que le modèle avait tendance à surestimer la surface terrière, car il ajoutait trop d'arbres sur les bords du peuplement (car le modèle travaille avec des parcelles carrées et toutes les parcelles mesurées ne l'étaient pas, il doit donc compléter les bords avec des arbres fictifs). Toutes ces variables sont reprises dans le Tableau 3.

3.3.3. Météorologie

Trois types de données météorologiques sont disponibles dans le modèle Heterofor : les données mesurées, les données de réanalyse corrigées sur base des observations et les données de climat futur sur base des scénarios. Les données mesurées proviennent des stations météorologiques du réseau Parmeseb couvrant la période 1999-2019. Les précipitations ont été suivies à l'aide d'un auget à bascule situé à 1m de hauteur. Le rayonnement a été mesuré avec un pyranomètre et la température avec une thermistance à résistance. L'humidité relative a été déterminée avec un psychromètre et la vitesse du vent avec un anémomètre. Ces données ont été récoltées à 1,5m de hauteur et toutes les 12 minutes (qui ont ensuite été moyennées par heure). Les données de réanalyse (ERA5) permettent d'avoir une période d'observation plus longue (1979-2019) car elles proviennent de données corrigées pour une période où les données n'avaient pas le même suivi temporel. Pour les simulations historiques, ce sont les données ERA5 qui ont été utilisées (de Wergifosse, 2021; de Wergifosse et al., 2020).

Le modèle Heterofor dispose de 3 scénarios climatiques pour Louvain-La-Neuve qui proviennent du GIEC : RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 8.5. Les initiales « RCP » signifient « Representative Concentration Pathway » (Baek et al., 2013). Ces scénarios sont basés sur des scénarios d'émissions de gaz à effet de serre qui sont ensuite transformés en modèles climatiques globaux, puis régionaux en corrigeant les biais. Le scénario 8.5 est le plus pessimiste avec une hausse de plus de 4°C d'ici 2100 (Sédillot, 2021).

3.4. Définition des scénarios

Vingt scénarios différents ont été envisagés dans le cadre de ce mémoire. Les scénarios sont construits sur la même durée : 24 ans de gestion, perturbation en 2045 et 24 ans de temps de récupération pour mesurer la résilience (sauf pour le scénario initial où il n'y a pas les 24ans de gestion, la perturbation se fait en 2022). Tous les aspects sur la construction de ces scénarios sont détaillés dans la suite de cette section.

Tableau 4: répartition des différents scénarios entre les modes de gestion et les types de peuplements

	Peuplements réguliers	Peuplements irréguliers
Scénario initial	3	2
Scénario de gestion régulière	3	/
Scénario de gestion irrégulière	3	4
Scénario sans gestion	3	2
Total scénarios	12	8

3.4.1. Scénario climatique

Dans le cadre de ce mémoire, toutes les simulations se feront pour un scénario climatique moyen, c'est-à-dire, le RCP 4.5. Cela permettra de comparer les scénarios de gestion sur base d'une même évolution du climat dans le contexte des changements climatiques. Le scénario climatique RCP 4.5 prévoit un forçage climatique de $4,5 \text{ W/m}^2$ qui se traduit par une évolution de température de $1,1$ à $2,6 \text{ °C}$ par rapport aux températures de 1986–2005 d'ici l'horizon 2100 (Masson-Delmotte et al., 2021; Newth & Gunasekera, 2018). Un modèle climatique régional a été utilisé : RCA4. Celui-ci comporte une résolution temporelle de 3h et une résolution spatiale de 12,5km. Ce modèle régional se base sur deux modèles climatiques globaux qui sont : IPSL-CM5A. Ces données ont été corrigées, car elles peuvent encore s'éloigner des mesures réelles et la résolution temporelle est passée de 3h à 1h. Utiliser un modèle régional permet de prendre en compte une partie des incertitudes liées aux projections mondiales (de Wergifosse, 2021). La Figure 16 montre l'évolution des caractéristiques météorologiques du scénario RCP4.5.

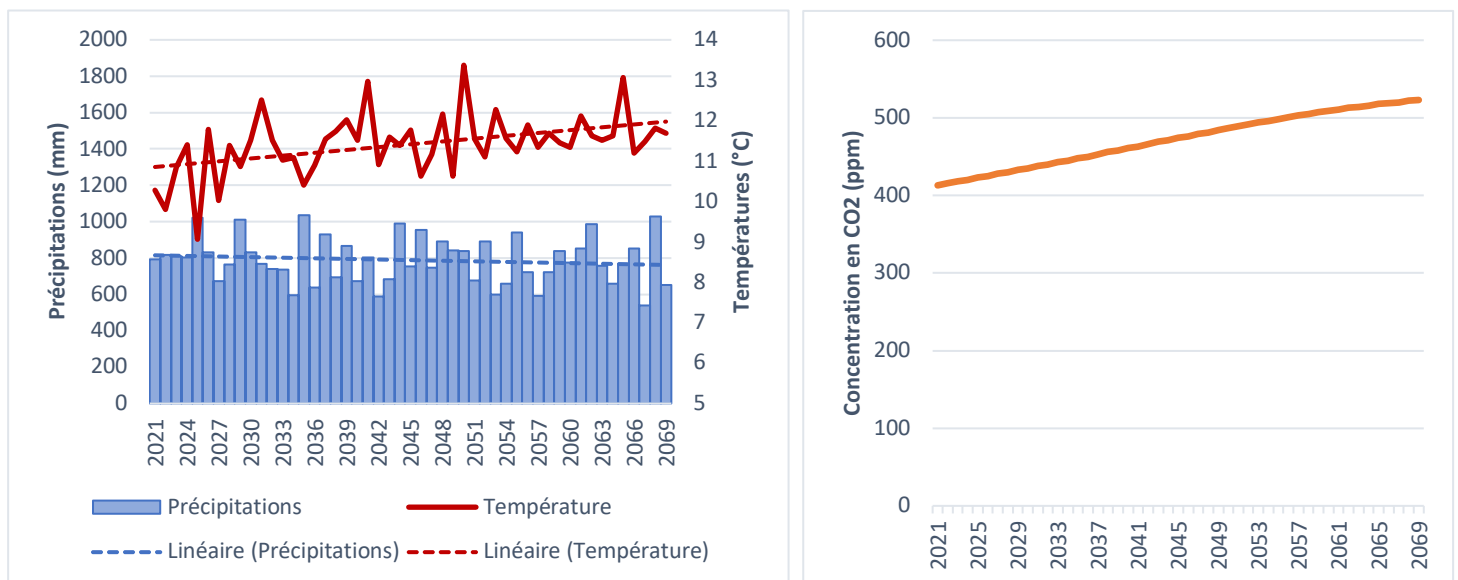


Figure 16: Évolution des précipitations des températures et du CO₂ dans le scénario RCP4.5

3.4.2. Scénarios de gestion

Les scénarios de gestion consistent à appliquer différents traitements sylvicoles (régulier, irrégulier et sans gestion) pour comparer leurs résiliences. La gestion se fait sur une période de 24 ans avant perturbation (de l'année 2021 à l'année 2045). Les interventions se font selon le plan d'aménagement en vigueur dans le Bois de Lauzelle. Les premières interventions dans la simulation se font donc en 2024 pour les hêtres réguliers, en 2025 pour les pins sylvestres et les chênes réguliers, en 2027 pour les hêtres/érables irréguliers et en 2028 pour les hêtres/frênes irréguliers.

Chaque peuplement fera l'objet d'une coupe tous les 8 ans jusqu'à l'année de perturbation. Pour réaliser ces éclaircies, différentes normes et références ont été utilisées et sont détaillées dans le Tableau 5. Cependant, ces normes n'ont pas été suivies rigoureusement, mais ont plutôt servi de guide pour réaliser des éclaircies spécifiques aux peuplements, car ces normes ne correspondaient pas toujours aux peuplements (densité trop élevée, peuplement trop âgé, etc.). Une règle pour les éclaircies a été suivie : maximum 25% de la surface terrière sera prélevée par intervention. Pour les peuplements irréguliers, deux intensités de prélèvements ont été choisies : 15 et 25%.

Tableau 5: Références utilisées pour les scénarios de gestion

	Références
Hêtres réguliers	Le bulletin technique de l'ONF (Duplat et al., 1996) et la revue forestière française (Bastien et al., 2000)
Chênes réguliers	Référentiel de chênaies régulières (Sardin, 2008)
Pins sylvestres réguliers	Le bulletin technique de l'ONF (Ginisty et al., 1996) et les tables de productions pour la production française (Sologne) (Vannière, 1984)
Hêtres/érables irréguliers	Normes Pro Sylva (Sanchez, 2013)
Hêtres/frênes irréguliers	Normes Pro Sylva (Sanchez, 2013)

Pour les peuplements sans gestion, seule la mortalité naturelle doit être considérée. Le module de mortalité sera activé. Il prend en compte la mortalité dans le peuplement à cause d'un manque de ressources. Le module tempête sera aussi activé dans la mesure où pendant la période considérée, aucune grosse tempête n'est prévue dans les données, seulement quelques chablis. Cela permet de prendre en compte la mortalité naturelle due au vent que l'on observerait pendant la période considérée.

Dans les résultats, un tableau reprendra les opérations réalisées et l'évolution des caractéristiques en fonction du scénario sylvicole pour les différents peuplements. L'absence de gestion ne sera pas présent dans ce tableau car aucune opération n'y a été effectuée.

3.4.3. Scénarios de perturbations

Dans le cadre de ce mémoire, le module tempête a été utilisé sous la forme d'intervention. Le principe reste le même que celui expliqué dans la section 3.2.2, mais c'est l'utilisateur qui choisit le moment de la perturbation et son intensité. Trois critères doivent être définis pour faire cette perturbation :

- La vitesse de rafale : la vitesse de 43m/s a été sélectionnée de manière à ce que le peuplement le plus touché ait des dégâts correspondant à environ 2/3 de la surface terrière.

- Le moment de la tempête : été ou hiver pour prendre en compte la présence de feuillage ou non. Les perturbations ont été réalisées en hiver, car la plupart des tempêtes se déroulent durant cette période.
- L'orientation du vent : l'orientation choisie est celle des vents dominants (sud-ouest, 225°).

Cela permet d'introduire une même perturbation, à un moment bien précis pour comparer les différents types de peuplements. Ainsi, deux moments de perturbations ont été choisis :

- À l'année 2022, pour permettre de quantifier la résilience actuelle du peuplement ;
- À l'année 2045, pour permettre de quantifier la résilience future en fonction des différents modes de gestion appliqués aux peuplements.

Dans les résultats, l'effet de la tempête sera décrit à l'aide d'un tableau comprenant les caractéristiques du peuplement avant tempête, les arbres affectés par la tempête et l'intensité de celle-ci.

3.5. Analyse des simulations

Une fois que le modèle est initialisé et paramétré et que les différents scénarios ont été réalisés, les simulations ont pu être analysées.

3.5.1. Choix des indicateurs

Dans le cadre de ce mémoire, de nombreux indicateurs sont disponibles dans le modèle Heterofor. Il est intéressant d'utiliser une combinaison d'indicateurs pour caractériser la résilience (Lloret et al., 2011) et c'est donc ce qui a été réalisé dans le cadre de cette étude. C'est pourquoi l'évapotranspiration (ET), la productivité primaire nette (PPN), l'indice foliaire (LAI, leaf area index), la surface terrière (G) et l'indice de Simpson (IS) ont été utilisés pour caractériser la résilience. Ces indicateurs ont été choisis dans le but de représenter les cycles biogéochimiques (bilan hydrique, bilan carbone) et pour évaluer l'évolution de la diversité au sein du peuplement.

L'évapotranspiration combine l'ensemble des composantes de l'évaporation des surfaces (bois, sol) et la transpiration des surfaces végétales (Aussenac, 1970). L'évapotranspiration est donc fortement liée au débourrement des feuilles et donc au LAI, mais elle comprend une dimension supplémentaire qui est essentielle au fonctionnement de l'écosystème : l'eau (Granier, 2007). Elle permet donc de caractériser le bilan hydrique de l'écosystème. Ses unités sont des mm/an.

La productivité primaire nette est la différence entre la production primaire brute et la respiration des autotrophes. La production primaire brute permet de mesurer l'assimilation de matière organique absorbée durant une période donnée (Clark et al., 2001; Golley et al., 1983). La production primaire nette semble plus intéressante dans le cadre de ce mémoire pour mesurer la formation de tissus et de substance de réserve durant une période, sans prendre en compte la respiration, qui correspond à un flux de CO₂ directement réémis vers l'atmosphère. Elle permet de représenter le flux de carbone de l'écosystème et sa productivité. Ses unités sont des g de carbone/m².an.

Le leaf area index est la surface foliaire par unité de surface du sol. Le LAI permet de mesurer la densité de la surface foliaire d'un écosystème forestier. La canopée va influencer de nombreux facteurs et notamment l'interception de la pluie, le rayonnement solaire au sein du peuplement, l'absorption de dioxyde de carbone, etc. C'est une surface d'échange pour l'eau et pour le carbone et peut être considéré comme un indicateur du fonctionnement, de la santé et de la productivité de l'écosystème (Bréda, 2003; Yi & Jackson, 2021). Le LAI est divisé en trois dans le modèle : arbres, régénération et végétation accompagnatrices. Le LAI des ligneux uniquement sera pris en compte pour le calcul de la résilience, car la végétation

accompagnatrice a un effet compensatoire lors des perturbations. De plus, la végétation accompagnatrice n'a pas été mesurée sur le terrain. Ses unités sont les m² de surface foliaire/ m² de surface au sol.

La surface terrière est une mesure de densité des peuplements à partir des circonférences à 1,3m des arbres. Elle est liée au flux de carbone. Cet indicateur a été choisi car tout d'abord, c'est l'indicateur qui est le plus utilisé pour mesurer la résilience. Il représente 27.5% des études concernant la résilience technique et 10.1% concernant la résilience écologique (Nikinmaa et al., 2020). La seconde raison du choix de cet indicateur est qu'il est également très utilisé en foresterie. Ses unités sont des m²/ha.

L'indice de Simpson est un indice de diversité. Il permet de calculer la probabilité que deux individus sélectionnés soient d'espèces différentes. Cet indice augmente lorsque la richesse en espèces augmente (Nagendra, 2002). L'indice est calculé selon la formule suivante (Bolia et al., 2019) :

$$IS = \frac{ni}{N}$$

Avec ni = nombre d'individus de l'espèce donnée et N = nombre total d'individus.

3.5.2. Caractérisation de la résilience

La résilience a été observée sur une période de 24 ans (3 rotations au Bois de Lauzelle) pour tous les peuplements. La résilience a été calculée et a également été caractérisée par ces deux composantes, la résistance et le taux de récupération, qui ont été calculés puis mis en graphe pour être comparés. Le temps de récupération a aussi été calculé.

Pour la résistance, le rapport entre l'indicateur après et avant perturbation a été considéré (Yi & Jackson, 2021) :

$$R = \text{Résistance } (-) = \frac{I_{dist}}{I_{pre}}$$

Avec I_{dist} , l'indicateur juste après la perturbation et I_{pre} l'indicateur avant la perturbation. Ceux-ci sont illustrés sur la Figure 17.

Pour le taux de récupération, la différence entre l'indicateur après récupération et avant perturbation rapportée à l'intervalle de temps choisi (Bhaskar et al., 2018):

$$TR = \text{Taux de récupération (unités/an)} = \frac{I_{post} - I_{dist}}{\Delta \text{temps}}$$

Avec I_{post} , l'indicateur après la période de récupération, fixée à 24ans. Pour s'affranchir des unités et avoir une lecture plus facile des graphes, les taux de récupération seront divisés par le taux de récupération du mode sans gestion et multiplié par 100.

Dans le cadre de cette étude, nous avons considéré la résilience comme étant l'aire du rectangle entre le temps de récupération et la résistance. Ce triangle prend en compte les deux composantes de la résilience. Pour calculer cette aire, il est nécessaire de calculer le temps requis pour que le peuplement retourne vers un état initial. Cela se fait via l'équation suivante :

$$\text{Temps de récupération (années)} = \frac{I_{pre} - I_{dist}}{TR}$$

La résilience peut ainsi être calculée via l'équation suivante :

$$Re = \text{Résilience (-)} = \frac{\text{Temps } (I_{pre} - I_{dist})}{2}$$

Ainsi, plus le triangle est petit, plus la résilience est grande et à l'inverse, plus le triangle est grand, plus la résilience sera faible. Pour faciliter la lecture des données, une résilience relative a été calculée pour qu'une valeur élevée corresponde à une forte résilience :

$$Rr = \text{Résilience relative (\%)} = 100 + \left(\frac{\text{Aire de référence} - \text{Aire de la modalité}}{\text{Aire de référence}} * 100 \right)$$

L'aire de référence étant la résilience de la non-gestion et l'aire de modalité étant l'aire de la gestion dont on veut évaluer la résilience.

La Figure 17 illustre les indicateurs utilisés pour le calcul de la résilience.

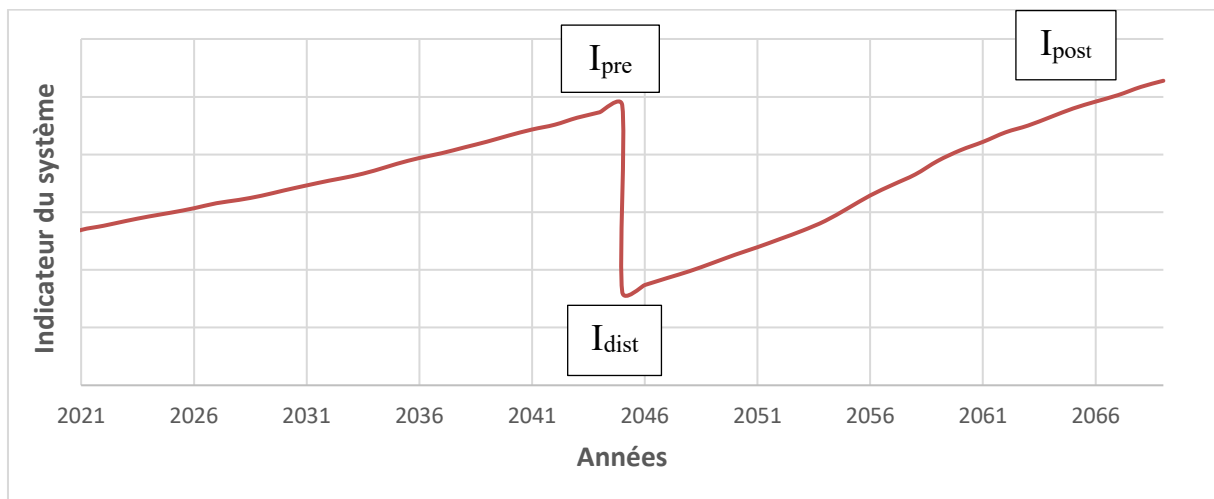


Figure 17: Illustration des indicateurs utilisés pour le calcul de la résilience⁷

Avec la résilience, résistance et le taux de récupération pour chaque indicateur, de nouveaux graphes ont été réalisés pour comparer les différents modes de gestion. Ceux-ci se retrouvent dans la partie résultat.

Un cas particulier est celui de l'indice de Simpson. Il sera traité à part puisque la perturbation peut augmenter ou diminuer la diversité du peuplement. Ainsi, la « résistance » sera plutôt considérée comme une variation de l'indicateur. Le taux de récupération permettra d'illustrer si le peuplement a tendance à revenir vers un état avec plus ou moins de diversité.

⁷Abréviations : I_{pre} l'indicateur avant la perturbation ; I_{dist} l'indicateur juste après la perturbation ; I_{post} l'indicateur après la période de récupération

4. Résultats et discussion

Les résultats comportent six parties qui correspondent aux scénarios de résilience initiale et aux cinq peuplements avec les différents scénarios de gestion. Chaque partie contient une explication sur les traitements sylvicoles utilisés, sur l'effet de la tempête, sur les graphes de résilience avec les indicateurs sélectionnés et sur l'évolution des indicateurs (l'indice foliaire et la surface terrière à l'hectare). L'indice foliaire représente bien le fonctionnement de l'écosystème, car c'est le lieu de la photosynthèse. La surface terrière est l'indicateur le plus utilisé pour caractériser la résilience et très employé en foresterie. Ces deux indicateurs permettront de mieux comprendre les résultats de résilience et d'illustrer l'évolution temporelle des peuplements. Les autres indicateurs (évapotranspiration, production primaire nette et indice de Simpson) se trouvent dans les annexes 5 à 9 pour compléter ces informations.

4.1. Scénario de résilience initiale

Un scénario de résilience initiale, avec une même tempête en 2022 pour tous les peuplements, a été réalisé. Aucun traitement sylvicole n'a été fait dans ce cas puisque les peuplements ont été mesurés en 2020 ou 2021. Les peuplements ont évolué jusqu'en 2022. Ensuite, ils ont subi une tempête. Enfin, ils ont récupéré 24 ans (l'équivalent de 3 rotations) sans être soumis à aucune intervention.

L'effet instantané de la tempête est présenté dans le Tableau 6. On peut voir qu'avant la tempête, les peuplements ont des hauteurs, des circonférences moyennes, des nombres de tiges, des surfaces terrières et des volumes fortement différents. Les trois peuplements les plus hauts (les hêtres réguliers et les deux peuplements irréguliers) sont ceux qui ont été le plus affectés par la tempête. Ils ont une intensité de dégât (IG) supérieure à 60%. La hauteur dominante et la hauteur individuelle sont utilisées pour calculer la vitesse de rafale. Celle-ci va déterminer si l'arbre va tomber, se briser ou rester sur pied (Équation 4 et 5, section 3.2.2). La hauteur permet de comprendre une partie de l'effet de la tempête sur les différents peuplements.

Le peuplement de chênes est le moins affecté par la tempête en raison de sa faible hauteur (23,5m) et au fait que cette essence est peu sensible aux tempêtes. Le pin a aussi une faible hauteur (21,4m) mais c'est une essence considérée comme très sensible aux tempêtes, comme il a été vu dans l'état de l'art (Nageleisen et al., 2010). Donc, les dégâts dans ce peuplement sont plus grands que pour le chêne malgré le fait que le pin a une hauteur moindre. En effet, le module tempête (détaillé à la section 3.2.2) prend en compte des caractéristiques propres aux espèces : résistance à la flexion, facteur nœud et ratio densité bois vert/bois sec.

Tableau 6: Caractéristiques des peuplements avant la tempête et effet instantané de la tempête en 2022 pour le scénario de résilience initiale ⁸

	Avant tempête					Tempête ⁹					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hmoy (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	C _{tempête} /C _{avant}
Hêtres réguliers	31,3	82	190	23,8	474	39	43	212	16,6	342	69,8	1,11
Chênes réguliers	23,5	173	140	27,2	375	30	24	202	8,9	161	32,6	1,44
Pins réguliers	21,4	315	118	35,0	325	22	141	124	19,6	211	55,9	1,05
Hêtres/érables irréguliers	32,0	201	125	25,1	487	30	58	144	15,5	341	61,7	1,15
Hêtres/frênes irréguliers	33,7	278	95	20,0	334	30	92	116	12,2	234	61,1	1,21

Les Figures 18 et 19 illustrent les distributions des arbres affectés par la tempête (en 2022) et les distributions après leur période de récupération (2046). Trois types de dégâts sont représentés : bris, chablis et les arbres impactés. Le chablis est le type de dégât le plus largement représenté dans tous les peuplements. Cela semble réaliste avec ce qui avait été vu pour les tempêtes de 1999 où les volis (bris de l'arbre) ne représentaient que 3% des dégâts, le reste étant des chablis.

Le peuplement régulier de hêtres possède une distribution avec de grosses dimensions au départ. Il est fortement affecté par la tempête, car ces arbres ont une hauteur importante (Tableau 6). Il commence à se régénérer après la période de récupération tout en ayant encore des arbres de grosses dimensions.

Le peuplement régulier de chênes dispose d'une distribution au départ qui est relativement large. Cela laisse supposer que ce peuplement est peut-être un ancien taillis ou un ancien taillis-sous-futaie qui a été converti en futaie. On a donc des arbres de très grosses dimensions, mais aussi des arbres de dimensions intermédiaires. Il est relativement peu affecté par la tempête. On peut noter qu'il y a une part importante d'arbre de grosses dimensions en 2046. Ceci est une limite du modèle, un point à améliorer. Cela sera détaillé au point 4.3 dans la section sur les scénarios pour le peuplement régulier de chênes.

⁸ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), Hmoy= hauteur moyenne (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m² /ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ ha), IG=intensité prélevée par la tempête en termes de surface terrière=G_{éclaiçie}/G_{avant}*100 (%), C_{tempête}/ C_{avant} = rapport entre la circonférence moyenne des arbres touchés par la tempête et des arbres avant la tempête (-)

⁹ Ce tableau reprend les caractéristiques de tous les arbres touchés par la tempête c'est-à-dire les chablis, les bris et les arbres impactés.

Le peuplement régulier de pins a une distribution très régulière au départ, elle se rapproche d'une courbe de Gauss. Cette distribution s'étale après la période de récupération. Les arbres affectés par la tempête se trouvent dans toutes les catégories de circonférences, mais avec une petite dominance pour les plus gros arbres.

Le peuplement irrégulier de hêtres/érables possédait encore quelques arbres de grosses dimensions (notamment des hêtres), car c'est une ancienne futaie régulière de hêtres qui était présente sur une partie du peuplement. Ces arbres ont quasiment tous été affectés par la tempête. Pour le peuplement de hêtres/érables, l'irrégularité en 2022 n'est pas fortement marquée : peu de petites dimensions et beaucoup d'arbres de plus de 200 cm. En fin de période de récupération, le peuplement se régénère de façon plus marquée. Quelques arbres de grosses dimensions sont encore présents en fin de période. Les arbres de dimensions intermédiaires sont peu présents en ce qui concerne la surface terrière, ce qui peut laisser supposer un manque de gros bois dans le futur, lorsque ces arbres arriveront à leur terme d'exploitabilité.

Le peuplement irrégulier de hêtres/frênes a une distribution irrégulière de départ bien marquée. Les arbres affectés par la tempête sont principalement des arbres d'une dimension de plus de 150 cm, qui sont certainement les arbres les plus hauts. En fin de période de récupération, le caractère irrégulier se maintient avec de la nouvelle régénération qui passe à la futaie, tout en ayant encore des arbres de dimensions intermédiaires et supérieures.

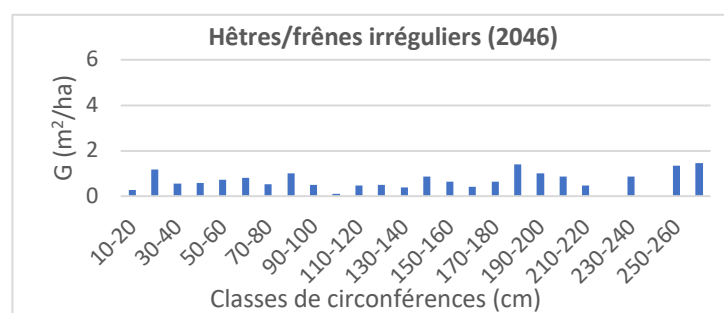
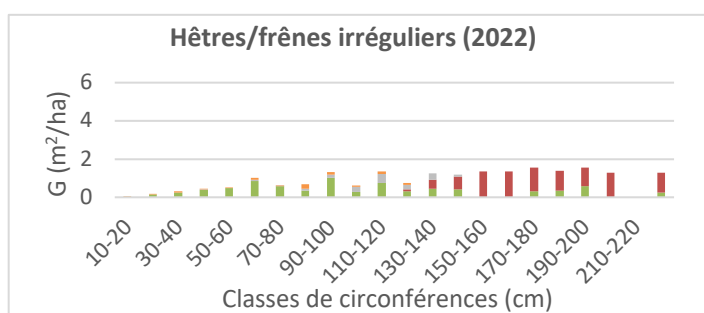
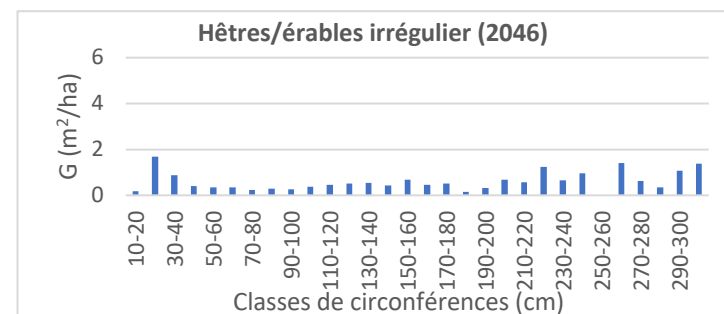
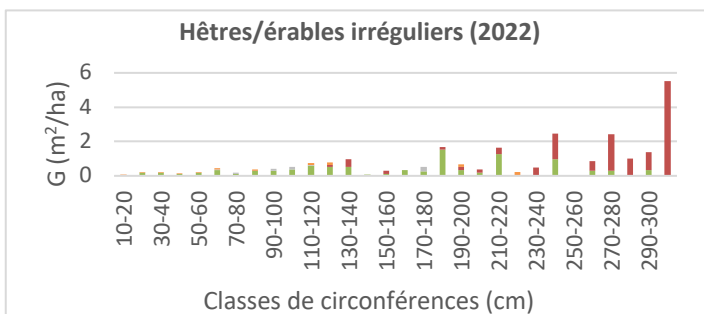
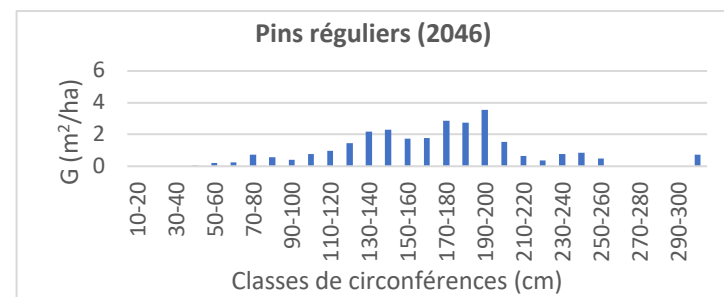
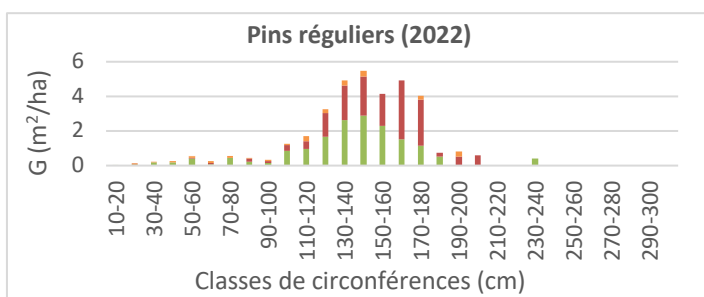
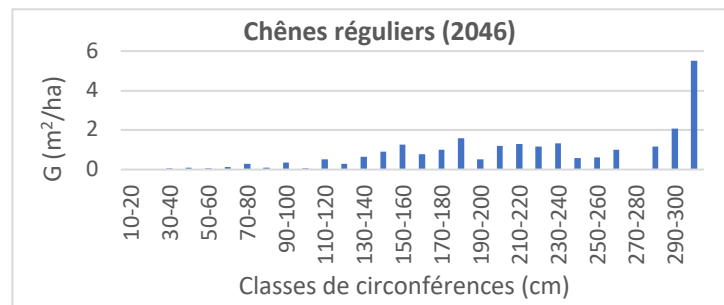
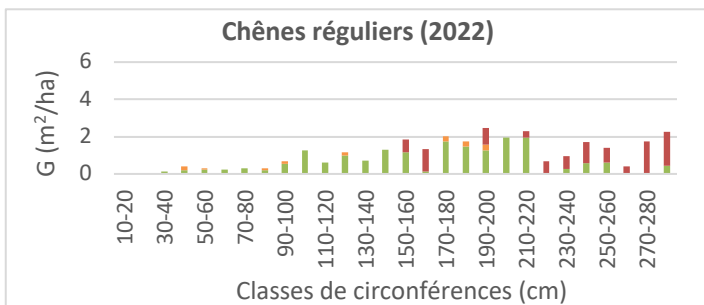
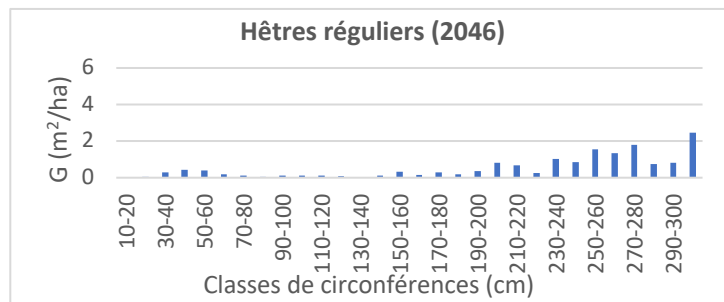
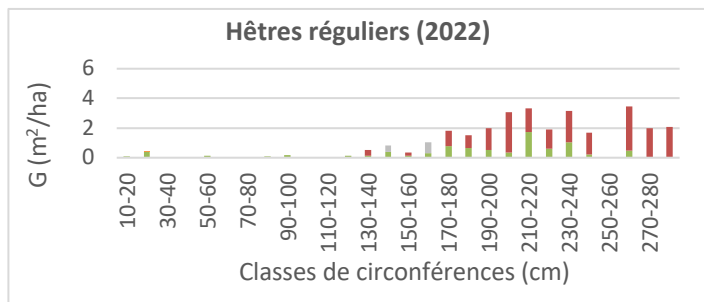


Figure 18: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête en 2022 (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque peuplement

Figure 19: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences en 2046 pour les différents peuplements (scénario de résilience initiale)

■ Arbres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Comme il a été vu sur les Figures 18 et 19, trois peuplements se régénèrent pendant la période de récupération : les hêtres réguliers et les peuplements irréguliers. Sur le Tableau 7, pour les hêtres réguliers, les tiges sont de plus grandes dimensions après la période de récupération. Cela s’explique par le fait que de la régénération était à un stade avancé au moment des mesures. La régénération est donc passée plus vite à la futaie que dans les deux peuplements irréguliers où la régénération était plus petite et moins dense au départ.

Les chênes et les pins n’ont eu aucun passage à la futaie durant cette période. Pour le chêne, il y a un peu de régénération au départ, mais celle-ci ne se développe pas suffisamment pour passer à la futaie (certainement dû à un manque de ressources en lumière). Cependant, certains endroits présentent des poches de régénération ou de la régénération partielle réparties au sein du peuplement en fin de période. Une représentation 3D du peuplement est illustrée en Annexe 9. Le chêne aura donc un passage à la futaie dans un futur proche (cela se confirmera au point 4.3 où les simulations sont plus longues et où la régénération de chêne passe à la futaie). Pour le pin, la régénération a un besoin important de lumière et donc malgré le fait qu’il y a de la régénération générée dans ce peuplement, celle-ci ne survit pas en raison d’un déficit d’éclaircissement. Aucune régénération ne sera observée pour le pin au point 4.4 malgré une période de simulation plus longue.

Tableau 7: Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (entre 2022 et 2046) pour les différents peuplements (scénario de résilience initiale) : caractéristiques en fin de période (2046)¹⁰

	Passage à la futaie durant la période de récupération				
	Hmoy (m)	N (nombre /ha.an)	C (cm)	G (m ² /ha)	G _{PF} (%)
Hêtres réguliers	14,3	3	44	1,3	6,6
Chênes réguliers	/	/	/	/	/
Pins réguliers	/	/	/	/	/
Hêtres/érables irréguliers	11,5	22	25,2	2,8	13
Hêtres/frênes irréguliers	11,3	16	23,4	1,7	8,5

¹⁰ Hmoy= hauteur moyenne des arbres passés à la futaie (m), N= nombre d’arbres qui passent à la futaie par an (nombre/ha.an), C= circonférence moyenne des arbres passés à la futaie, G= surface terrière des arbres passés à la futaie, G_{PF}= rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)

Les Figures 20 et 21 illustrent l'évolution temporelle de deux indicateurs : l'indice foliaire et la surface terrière à l'hectare. Sur les graphes du LAI, on peut voir la végétation accompagnatrice en plus des arbres et de la régénération. Cette végétation se développe dans tous les peuplements avec la perturbation. Elle diminue au cours du temps jusqu'à disparaître dans les peuplements présentant de la régénération. Pour le chêne, on voit que cette végétation a tendance à diminuer au fil du temps. Pour le pin, elle reste constante en raison du faible LAI du pin qui fait que le peuplement est très ouvert. Donc, il y a assez de ressource lumineuse pour que cette végétation accompagnatrice se développe. Cela peut expliquer en partie la raison pour laquelle le pin ou le chêne n'a pas de régénération.

Sur la Figure 22, le peuplement régulier de hêtres a été choisi comme référence pour standardiser les données ; le taux de récupération relatif et la résilience relative ont été fixés à 100 pour les hêtres réguliers.

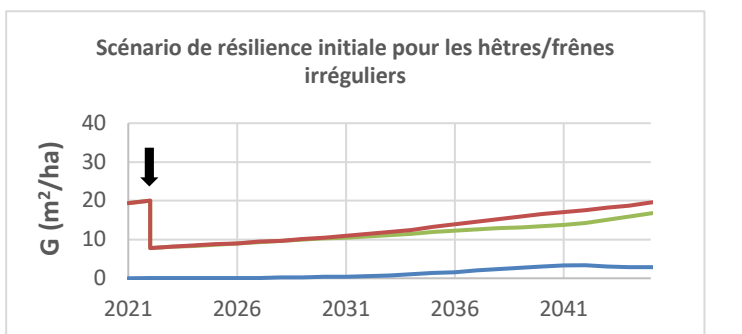
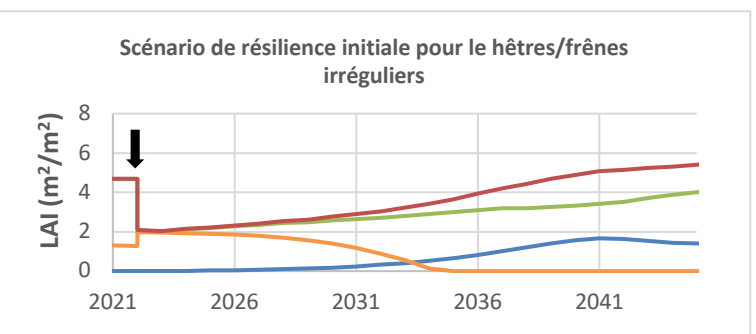
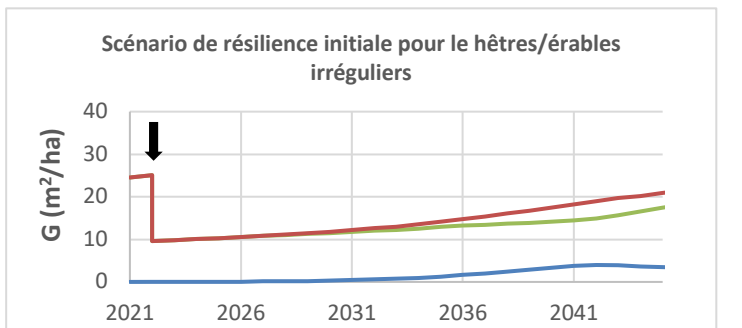
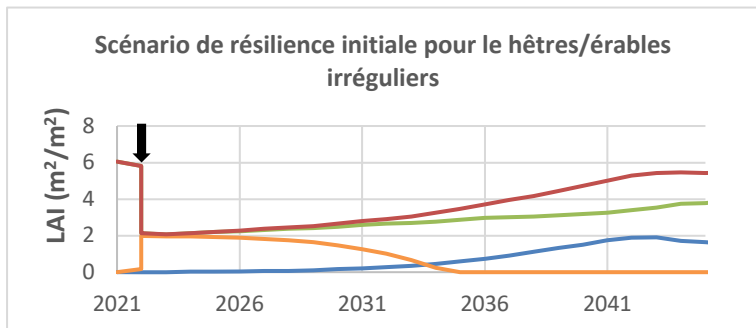
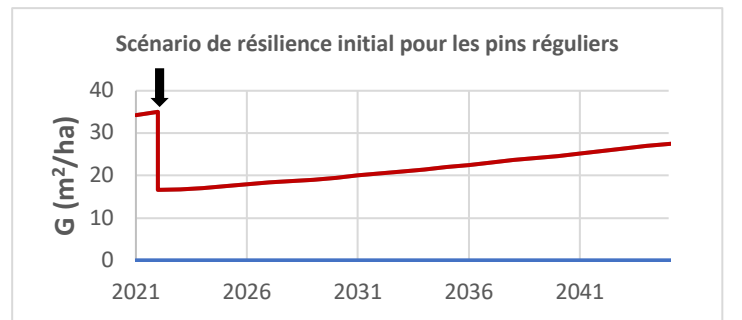
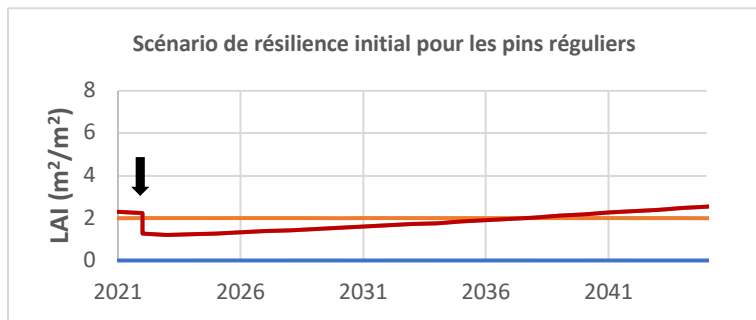
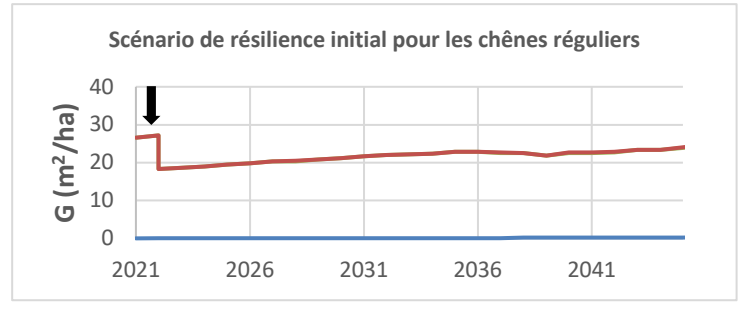
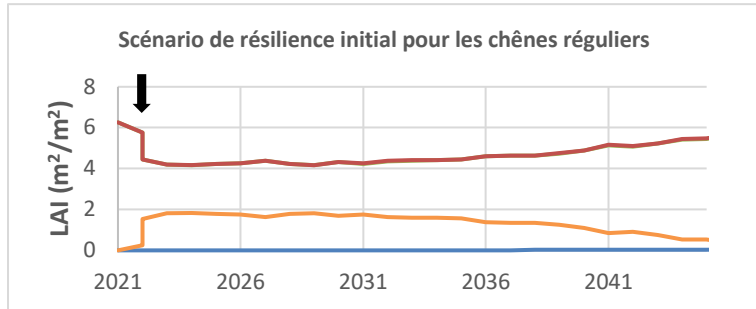
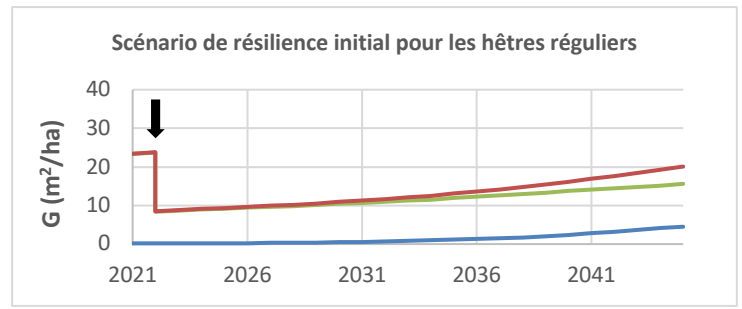
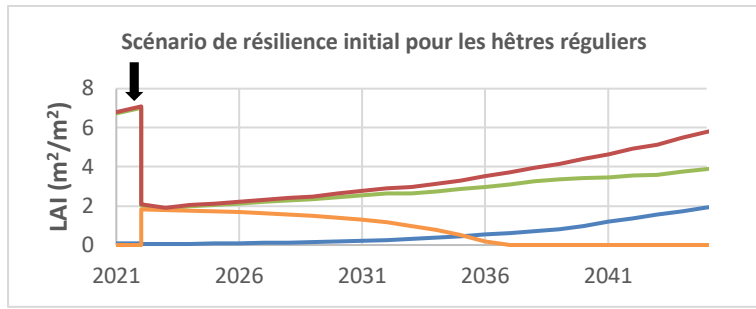
Tout d'abord, les résultats de résistance montrent que les chênes réguliers sont les plus résistants et que les hêtres réguliers sont les moins résistants. Les trois autres peuplements étant intermédiaires. L'intensité de dégât, vu dans le Tableau 6, est l'inverse de la résistance ($R=100-IG$).

Les taux de récupération relatifs mettent en évidence que les hêtres récupèrent plus vite que les chênes. Les hêtres ont un accroissement plus élevé que les chênes. Cela peut expliquer la différence de taux de récupération (accroissement moyen d'environ 0,5 pour le hêtre et de 0,3 pour le chêne durant la période de récupération). Les trois autres peuplements ont un taux intermédiaire avec les hêtres/frênes irréguliers plus proches des hêtres et les pins plus proches des chênes.

On constate un temps de récupération plus long pour les hêtres que pour les chênes. Les trois autres peuplements sont entre les deux. Certes, les hêtres ont un taux de récupération relatif plus élevé que les chênes, mais ils ont une résistance moindre. Le temps de récupération est donc plus long.

Enfin, les résultats de résilience initiale permettent de dire que le peuplement de hêtres semble, en moyenne, moins résilient que les autres peuplements. Le peuplement de chênes, lui, apparaît plus résilient que les autres. Les trois autres peuplements s'avèrent avoir une résilience équivalente, intermédiaire.

On peut noter que pour la résilience et toutes ces composantes, il y a une disparité entre les indicateurs. Cela peut s'expliquer par les caractéristiques fortes différentes au départ entre les peuplements.



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

Figure 20: Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation au cours du temps pour les différents peuplements

Figure 21: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes au cours du temps pour les différents peuplements

↓ Année de perturbation

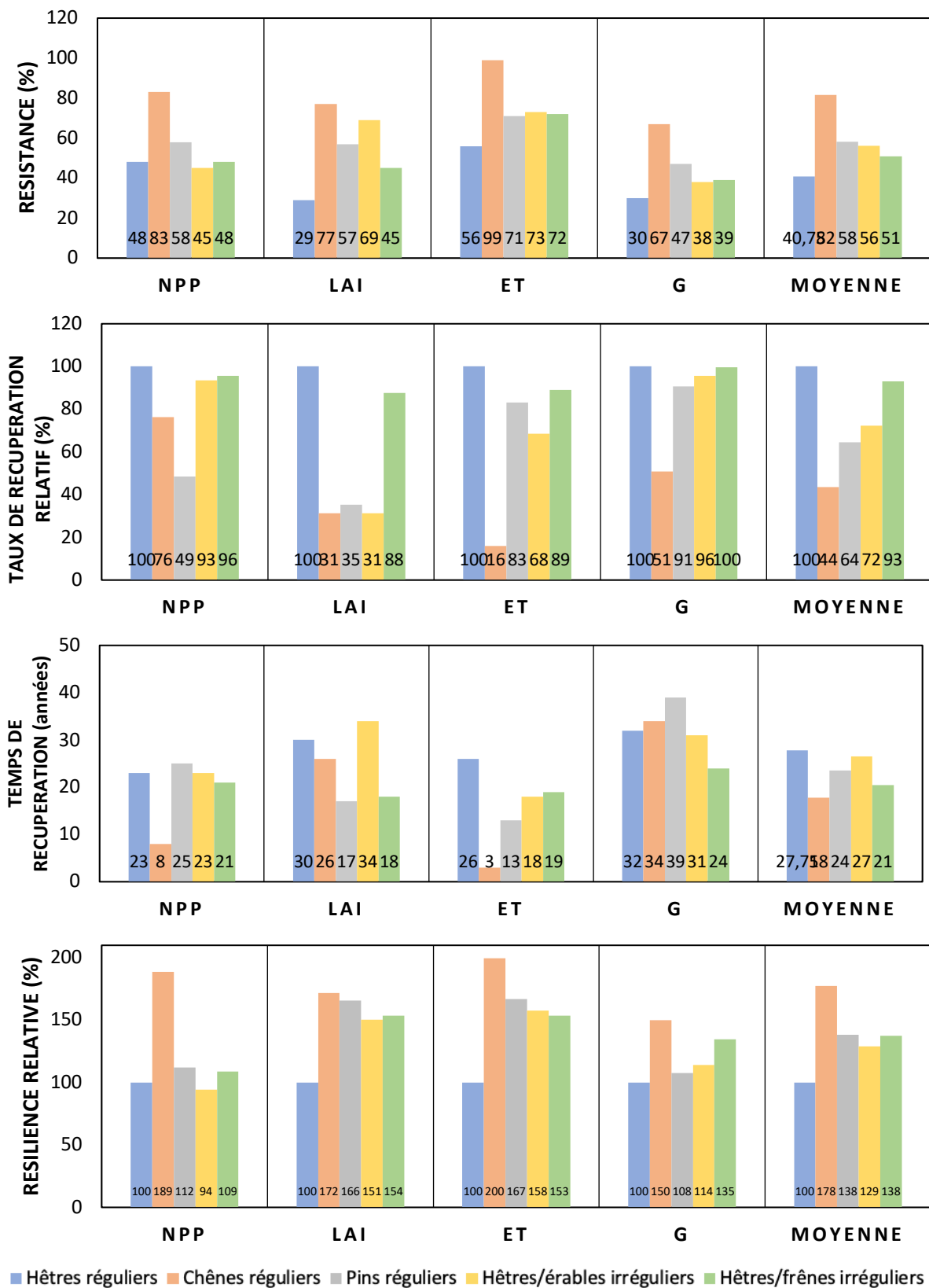


Figure 22 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents peuplements pour le scénario de résilience initiale (perturbation en 2022).

La Figure 23 montre l'évolution de l'indice de Simpson (IS). Les valeurs positives de la variation d'IS indiquent une amélioration instantanée de la diversité du peuplement à la suite de la tempête. Les valeurs négatives de l'évolution de l'IS indiquent que la diversité a tendance à diminuer lors de la période de récupération.

L'effet immédiat de la tempête augmente l'indice pour les peuplements de hêtres, de pins et de hêtres/érables irréguliers. Cela peut s'expliquer par le fait que l'essence dominante est plus affectée par la tempête. Donc, la diversité augmente, car la part des autres essences augmente. L'indice de Simpson est constant pour les hêtres/frênes irréguliers et les chênes (donc la diversité reste la même qu'avant la perturbation). Pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes, toutes les essences sont affectées par la tempête : chênes, hêtres, érables, frênes donc la diversité reste identique. Pour la chênaie, c'est principalement le chêne qui est affecté et également quelques essences secondaires : pins, charmes, érables, épicéas, hêtres. Il n'y a donc pas une augmentation de la diversité, car ces autres essences ne sont que très peu représentées au sein du peuplement.

L'évolution de l'indice de Simpson durant la période de récupération est positive dans le cas des pins et des hêtres/frênes. La diversité a donc tendance à augmenter avec le temps dans ces peuplements, car les essences secondaires s'imposent suite à la tempête. L'évolution de l'indice sera négative dans le cas des hêtres réguliers, des chênes et des hêtres/érables irréguliers. Ces peuplements ont donc tendance à revenir vers un état avec moins de diversité en raison de la croissance de l'essence principale.

Les graphes de l'évolution temporelle de l'indice de Simpson se trouvent dans les annexes 5 à 9 pour compléter ces informations.

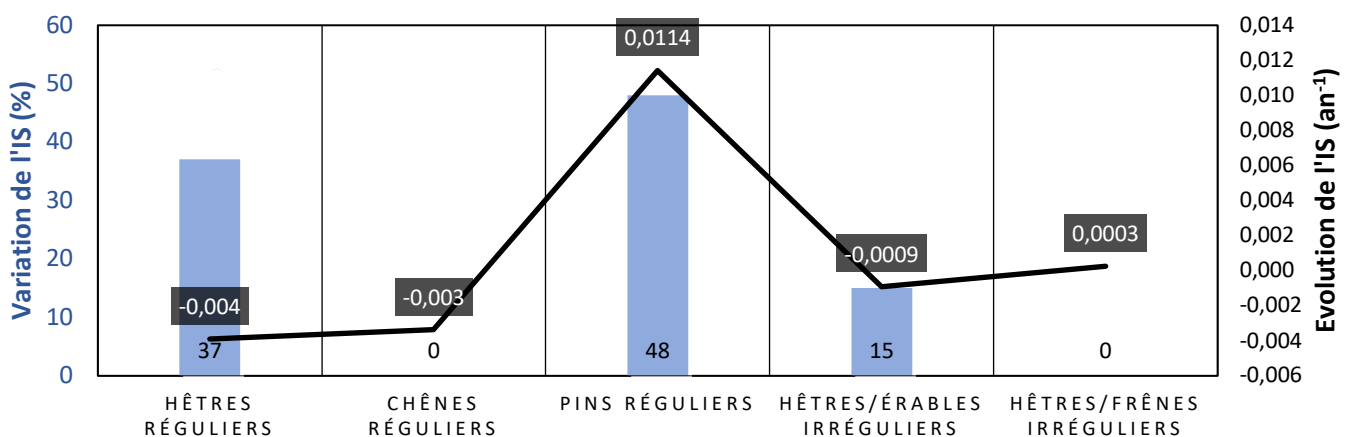


Figure 23: Variation instantanée dû à la tempête (2022) et évolution durant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le scénario de résilience initiale pour les différents peuplements mesurés

4.2. Peuplement régulier de hêtres

Avant de présenter les résultats de résilience, il convient de détailler les scénarios sylvicoles et l'effet de la tempête pour le peuplement régulier de hêtres. Le Tableau 8 montre les opérations sylvicoles réalisées et l'évolution des caractéristiques du peuplement durant la période de gestion (2020-2045). L'absence de gestion n'est pas présente dans ce tableau, car aucune opération n'y a été effectuée. Des éclaircies mixtes ont été pratiquées pour le traitement en futaie régulière, en raison du stade avancé du peuplement. Le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ se rapproche de 1 pour les trois coupes. Des éclaircies par le haut ont été réalisées pour le traitement en futaie irrégulière. Le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ est donc bien supérieur à 1. Le nombre d'arbres prélevés dans le traitement en futaie irrégulière était inférieur par rapport au traitement régulier, car ils étaient de plus grosses dimensions. Étant donné que la période de gestion choisie est courte, des éclaircies fortes ont été pratiquées (le prélèvement dépassait l'accroissement la plupart du temps). Cela a permis de différencier le plus possible les modalités de gestion pour avoir des résultats significatifs sans décapitaliser le peuplement de manière trop importante.

Tableau 8 : Caractéristiques du peuplement régulier de hêtres avant éclaircie, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière¹¹

Traitement en futaie régulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	IG	P/A	Type d'éclaircie	$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	ACV	ACG
2024	31,7	82	24,6	194	492	15	6,1	213	113	25	164	Mixte	1,1	9,8	0,47
2032	30,9	70	21,8	198	444	17	5,7	189	99	26	171	Mixte	0,9	8,1	0,41
2040	23,5	110	21,1	153	415	16	2,7	174	80	13	55	Mixte	1,1	8,7	0,62
Traitement en futaie irrégulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	IG	P/A	Type d'éclaircie	$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	ACV	ACG
2024	31,7	82	24,6	194	492	10	5,6	268	122	23	150	Haut	1,4	9,8	0,47
2032	30,6	76	22,4	190	436	9	4,7	266	101	21	141	Haut	1,4	8,2	0,42
2040	25,2	122	22,6	146	398	7	3,1	273	82	14	62	Haut	1,9	7,9	0,62

¹¹ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m²/ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ha), IG=intensité prélevée en termes de surface terrière= $G_{\text{éclaircie}}/G_{\text{avant}}*100$ (%), P/A=Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%), $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ = rapport entre la circonférence moyenne des arbres enlevés en éclaircie et la circonférence moyenne du peuplement avant éclaircie (-), ACV= accroissement courant en volume (m³/ha.an) et ACG= accroissement courant en surface terrière (m²/ha.an)

Dans le Tableau 8, les accroissements courants en surface terrière ont été calculés en prenant la différence entre la surface terrière avant l'éclaircie et la surface terrière après l'éclaircie (8ans plus tôt) divisé par l'intervalle de temps. La surface terrière prend en compte les arbres et la régénération. Pour l'accroissement en volume, c'est la même chose mise à part que le volume ne prend pas en compte la régénération, mais uniquement les arbres passés à la futaie. Les accroissements peuvent donc diminuer s'il y a de la mortalité durant ces 8ans.

On peut constater, avec le Tableau 9 qu'un plus gros volume de bois est affecté par la tempête en l'absence de gestion. Cela peut s'expliquer par le fait qu'aucune opération n'a été réalisée. Donc, il y a beaucoup d'arbres de grosses dimensions présents au moment de la tempête. La Figure 25 le confirme en montrant une grande part des arbres de grosses dimensions atteints par la tempête (chablis notamment). On peut voir que le volume touché par la tempête est moindre dans le traitement en futaie irrégulière. Cela peut s'expliquer par le fait que ces arbres de très grosses dimensions ont été récoltés.

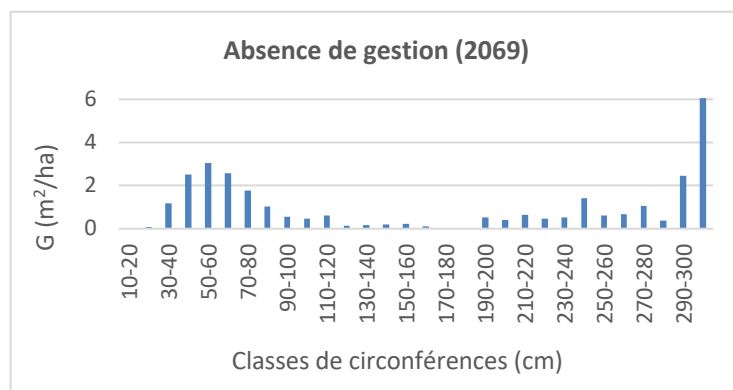
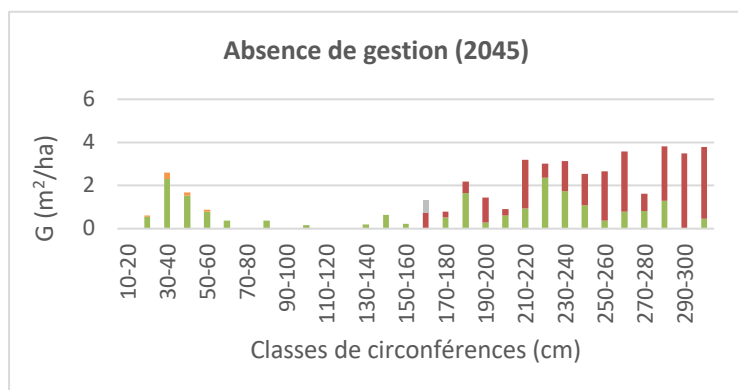
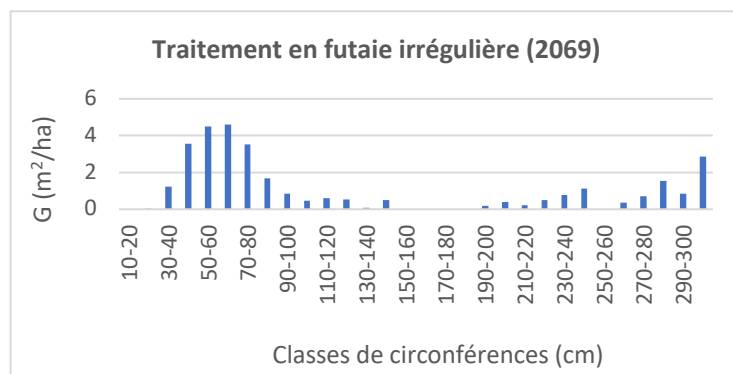
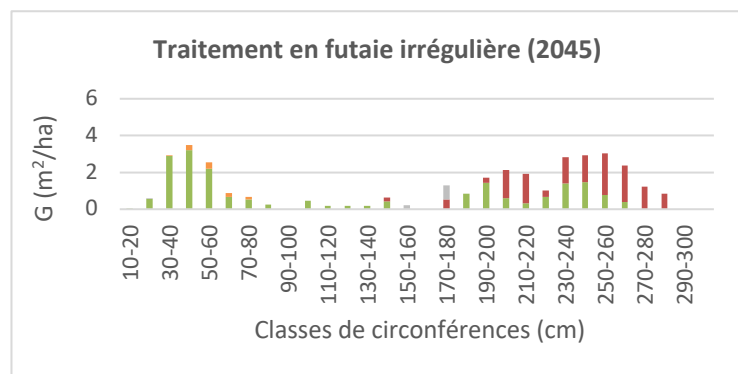
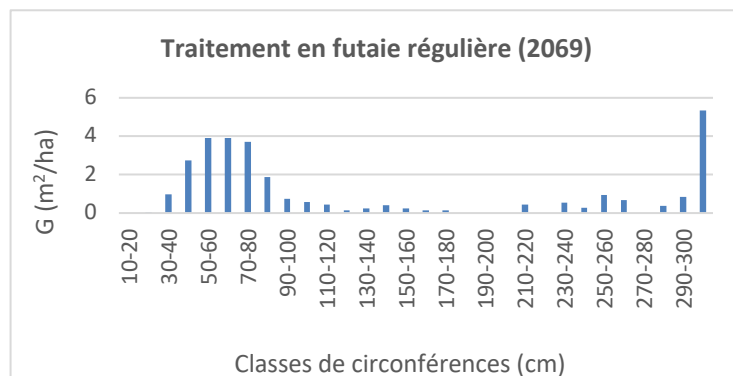
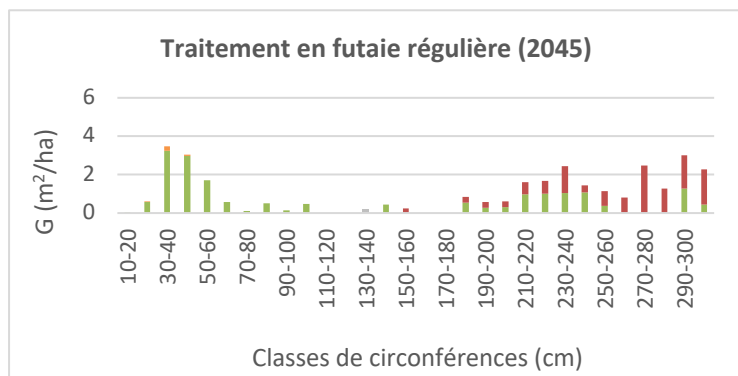
Le rapport $C_{tempête} / C_{avant}$ est plus faible pour l'absence de gestion. Aucune opération n'y a été faite et donc les arbres sont de grosses dimensions ($C=186cm$). Les arbres touchés par la tempête étant de dimension importante, leur circonférence est plus proche de la circonférence moyenne initiale. Les autres traitements ont une circonférence moyenne plus faible ($C=130$ cm et $142cm$) et donc ce rapport est plus élevé. Lorsqu'on compare l'intensité emportée en termes de surface terrière (IG), l'absence de gestion est à 66 % et le traitement en futaie régulière à 69%. L'intensité de la tempête est donc plus forte proportionnellement pour le traitement en futaie régulière. Cela peut s'expliquer par le fait que le traitement en futaie régulière va prélever des arbres dans toutes les catégories de circonférence, y compris dans celles qui ne vont pas être affectées par la tempête.

Tableau 9: Effet de la tempête (en 2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement régulier de hêtres

	Avant tempête					Tempête					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	$C_{tempête} / C_{avant}$
Traitement en futaie régulière	22,8	119	142	22,2	380	35	29	215	12,3	285	55,4	1,51
Traitement en futaie irrégulière	24,8	144	130	23,5	361	34	33	188	11	232	46,9	1,45
Absence de gestion	29,3	114	186	34,3	645	36	42	219	21	449	62,1	1,18

Avec la Figure 24, ce sont principalement des chablis qui affectent le peuplement et il y a peu de bris et d'arbres impactés.

La Figure 25 atteste qu'une fois la période de gestion et de récupération de la tempête passée, le peuplement est en phase de régénération. Il y a moins de régénération en l'absence de gestion par rapport aux scénarios gérés. Le scénario irrégulier se régénère plus par rapport au régulier. Le Tableau 10 évalue ce passage à la futaie de manière plus détaillée.



■ Abres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Figure 25 : Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque modalité de gestion

Figure 24 : Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différentes modalités de gestion du peuplement de hêtres régulier en fin de simulation

Le Tableau 10 établit que le passage à la futaie le plus important est le traitement futaie irrégulière (29 arbres par ha et par an passent à la futaie). L'absence de gestion a un passage à la futaie moindre par rapport aux deux modes de gestion (20 arbres par ha et par an passent à la futaie). La proportion en surface terrière d'arbres passés à la futaie (G_{PF}) est la plus importante pour le traitement en futaie irrégulière. Le traitement en futaie irrégulière enlève les arbres les plus gros et laisse plus de ressources lumineuses arriver au sol. Ce qui permet à la régénération de se développer plus facilement. Le traitement en futaie régulière va couper des arbres dans toutes les catégories de dimensions, mais pas spécialement celles qui vont apporter le plus de lumière au sol. Ce qui peut expliquer que le passage à la futaie est un peu moins important. Pour l'absence de gestion, aucun arbre n'est coupé. Il y a moins de ressources lumineuses et donc moins de passage à la futaie. Cependant, le passage à la futaie est quand même présent grâce au fait que le hêtre est une essence assez tolérante à l'ombrage (Niinemets & Valladares, 2006; Petit et al., 2017a). Une échelle de tolérance à l'ombrage des différentes essences se trouve en Annexe 10. Celle-ci établit que le hêtre a une tendance plutôt sciaphile¹².

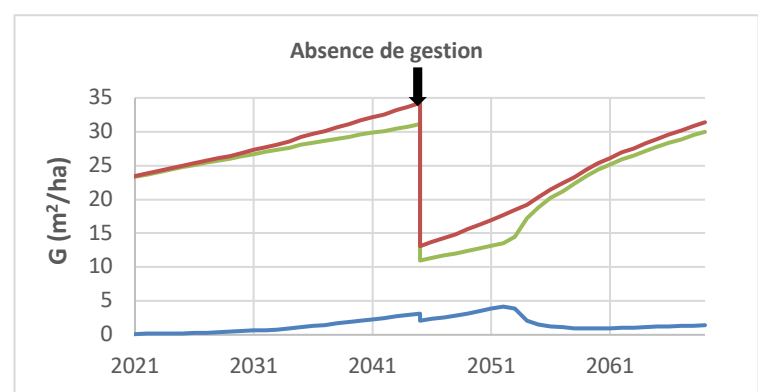
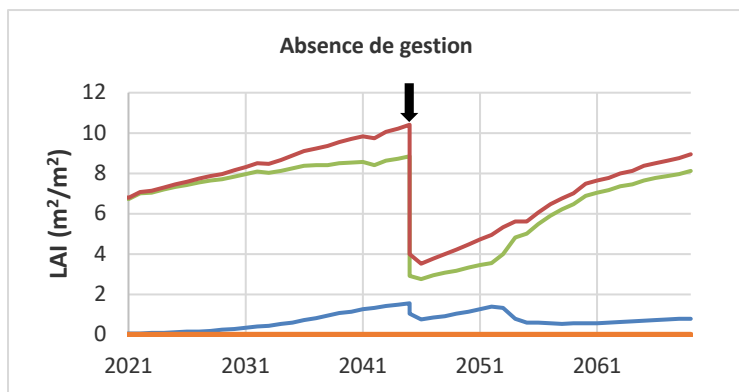
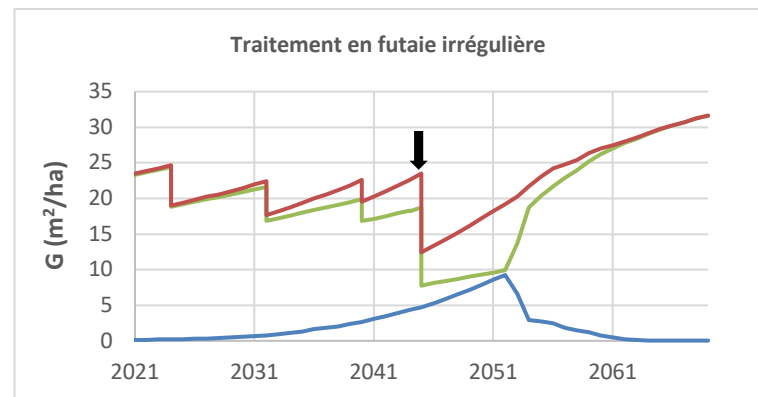
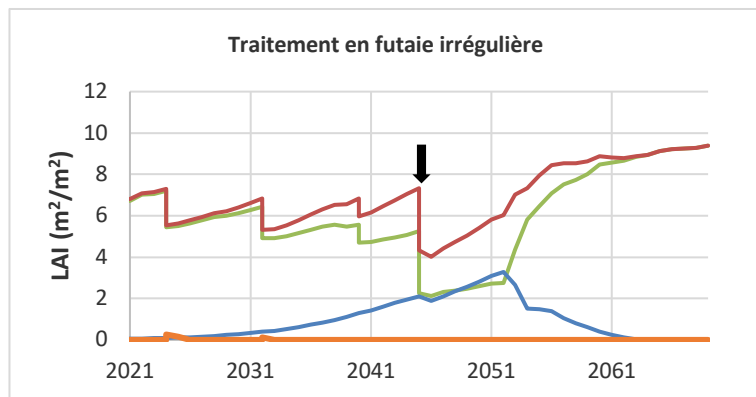
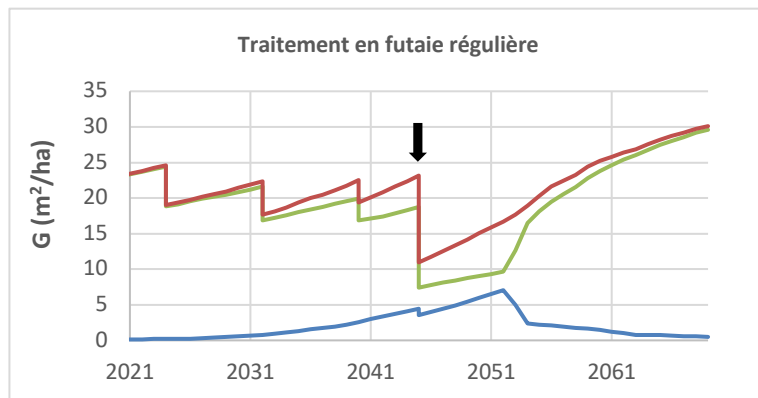
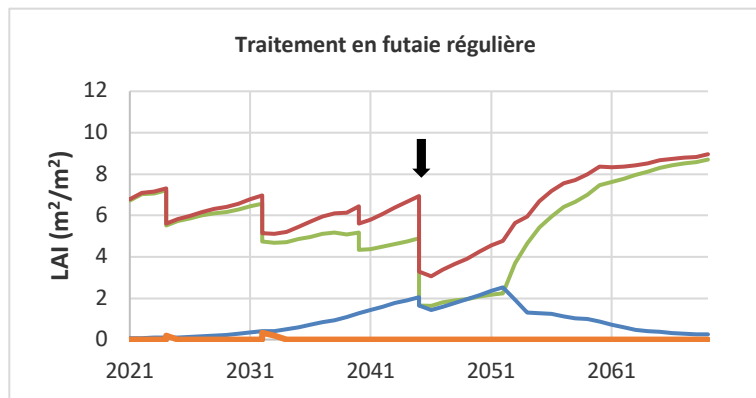
Tableau 10 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement régulier de hêtres : caractéristiques en fin de période (2069)¹³

	Passage à la futaie durant la période de récupération				
	Hmoy (m)	N (nombre/ha.an)	C (cm)	G (m ² /ha)	G_{PF} (%)
Traitement en futaie régulière	17,2	25	54,9	15,7	53,3
Traitement en futaie irrégulière	17,4	29	53,7	17,5	55,3
Absence de gestion	16,6	20	51,2	11,5	36,8

Sur les Figures 26 et 27, on peut voir l'évolution de 2 indicateurs (G et LAI) suivant les différents traitements. On peut remarquer que les traitements (régulier et irrégulier) ont tendance à maintenir ces indicateurs à un certain niveau (LAI autour de 6 m²/m² et G autour de 20 m²/ha). En l'absence de gestion, l'indicateur ne fait qu'augmenter puisqu'aucune intervention n'y est réalisée. La chute de l'indicateur occasionnée par la tempête est moins importante pour les scénarios avec interventions sylvicoles.

¹² Espèce qui peut se développer dans les milieux forestiers ombragés.

¹³ Hmoy= hauteur moyenne des arbres passés à la futaie (m), N= nombre d'arbres qui passent à la futaie par an (nombre/ha.an), C= circonférence moyenne des arbres passés à la futaie, G= surface terrière des arbres passés à la futaie, G_{PF} = rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

↓ Année de perturbation

Figure 26 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.

Figure 27: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps

Concernant le taux de récupération relatif et la résilience relative, l'absence de gestion a été retenue comme référence pour standardiser les données. Pour ce scénario, le taux de récupération relatif et la résilience relative ont été fixés à 100.

La Figure 28 met en évidence que la résistance est plus élevée pour le traitement en futaie irrégulière. Cette modalité de gestion enlève les arbres de plus grosses dimensions (comme il a

été vu dans le Tableau 8). Ces arbres ont une hauteur importante et sont donc plus sensibles aux tempêtes. En les enlevant lors d'éclaircies, on diminue la vulnérabilité du peuplement. Ensuite, le traitement en futaie régulière est intermédiaire et l'absence de gestion est associée à la plus faible résistance. Pour l'absence de gestion, cela peut s'expliquer par une accumulation importante du matériel sur pied comme on a pu le voir avec le volume du Tableau 9. Le volume affecté par la tempête est donc également important puisqu'aucune opération n'a été effectuée. Les arbres de hauteur importante, plus sensible aux tempêtes, sont encore sur pied en 2045. Donc, lorsqu'on compare les arbres sur pied avant et après tempête l'absence de gestion apparaît comme moins résistante.

Pour le taux de récupération relatif, les trois modalités de gestion semblent équivalentes pour tous les indicateurs. Le traitement en futaie régulière a un taux légèrement plus élevé. Le temps de récupération quant à lui, est plus important en l'absence de gestion puisqu'elle perd plus de matériel sur pied et doit revenir à un niveau plus élevé. De plus, il y a moins de passage à futaie, ce qui allonge ce temps (Tableau 10). On peut voir que ce temps est quasiment équivalent entre régulier et irrégulier. Il se peut qu'il y ait un effet compensatoire, car le traitement en futaie régulière est un peu moins résistant. Il y a plus de ressources pour les arbres restants et donc ils peuvent récupérer plus vite en moyenne (le taux de récupération est de 98 pour l'irrégulier et 106 pour le régulier).

En somme, l'absence de gestion semble moins résiliente que les modalités de gestion dans le cas du peuplement régulier de hêtres. Le traitement en futaie irrégulière semble plus résilient que le traitement en futaie régulière. C'est cohérent avec ce qui a été vu pour les composantes de la résilience. Cependant, le fait que la non-gestion soit moins résiliente peut-être biaisée parce qu'elle possède plus de matériel sur pied et une plus faible résistance. Il lui faut donc plus de temps pour récupérer, car elle a perdu plus de volume. Pour s'affranchir de cette incertitude, les indicateurs ont été calculés avec un niveau fixé ($LAI=7$). Cela veut dire que la valeur de l'indicateur avant perturbation est fixée à 7 pour tous les scénarios et le taux de récupération doit revenir à cette valeur. Ces nouvelles valeurs d'indicateurs se trouvent en Annexe 11. On peut constater que la non-gestion reste le scénario le moins résilient et la gestion irrégulière le plus résilient. On peut noter que la valeur de la résilience relative de la gestion régulière est bien plus basse dans ce cas-ci par rapport à la Figure 5 où elle se rapprochait plus de la gestion irrégulière. Cela est dû à la résistance fortement améliorée pour l'absence de gestion. Elle perd moins au départ, mais la gestion régulière reste à un niveau équivalent. Cependant, le taux de récupération reste faible et donc l'absence de gestion n'apparaît pas comme plus résiliente. Cela peut s'expliquer principalement par le passage à la futaie.

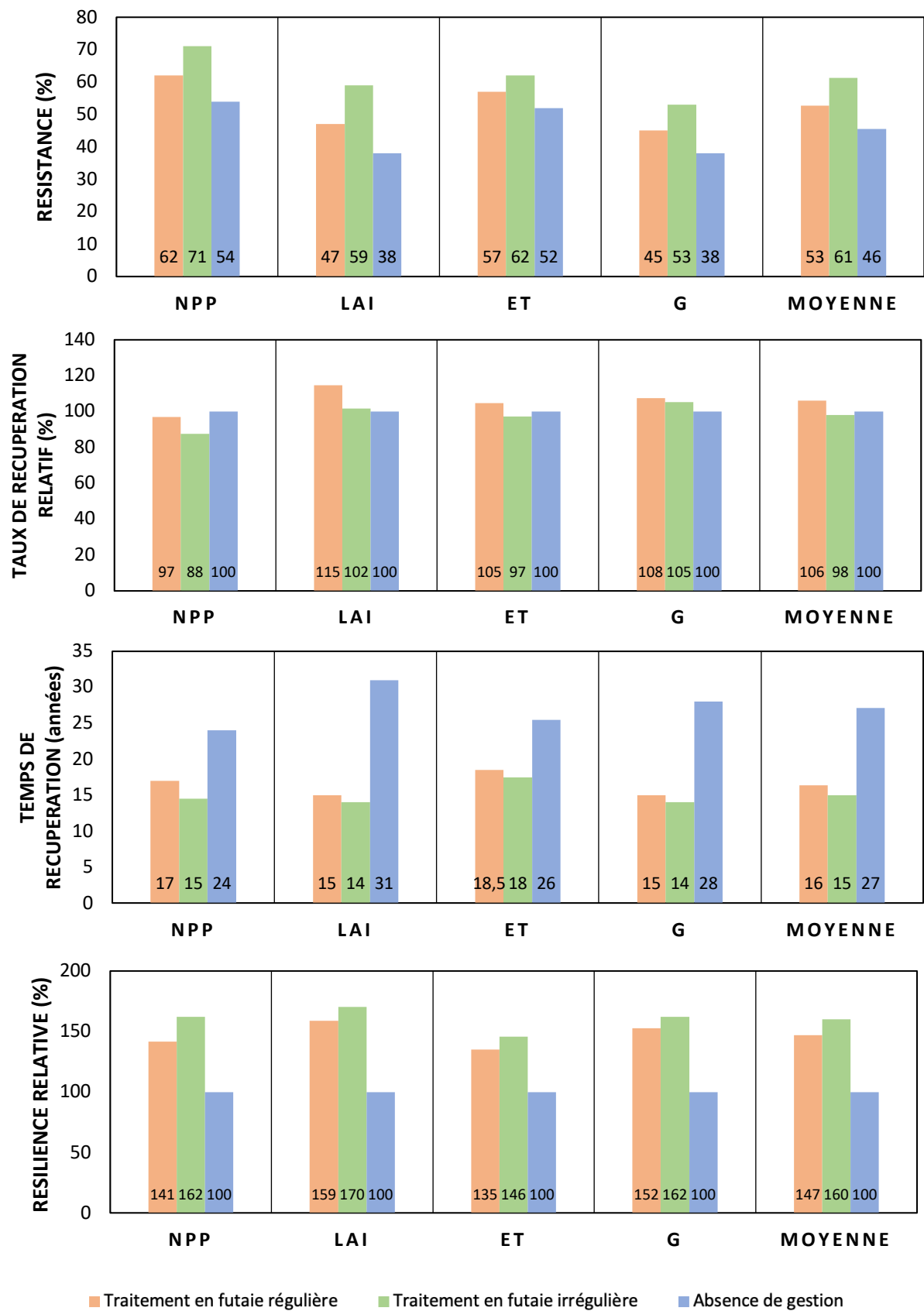


Figure 28 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement régulier de hêtres.

L'indicateur de Simpson (IS) met en évidence que la tempête a un effet immédiat d'amélioration de la diversité au sein du peuplement. C'est marqué de façon plus importante pour le traitement en futaie régulière et l'absence de gestion. La tempête réduit l'importance de l'essence principale (91 et 93% des arbres affectés sont des hêtres pour les modes sans gestion et gestion régulière). On peut constater que le traitement en futaie irrégulière améliore déjà la diversité du peuplement. Il est à un niveau déjà plus élevé au moment de la perturbation en comparaison avec les deux autres modalités (graphes en annexe 5). Cela est certainement dû au fait que le traitement en futaie irrégulière coupe principalement les hêtres de grosses dimensions, qui sont affectés par la tempête dans les autres modalités de gestion. Les arbres affectés par la tempête sont plus diversifiés avec 23% d'essences autres que le hêtre.

Quant à l'évolution de l'indice de Simpson durant la période de récupération, la diversité a tendance à diminuer, peu importe la modalité de gestion. On peut voir sur les graphes en annexe 5 que toutes les modalités de gestion des hêtres convergent vers une même valeur de diversité (0,2). Cela peut s'expliquer par le fait que le hêtre devient de nouveau dominant avec une régénération composée uniquement de hêtres.

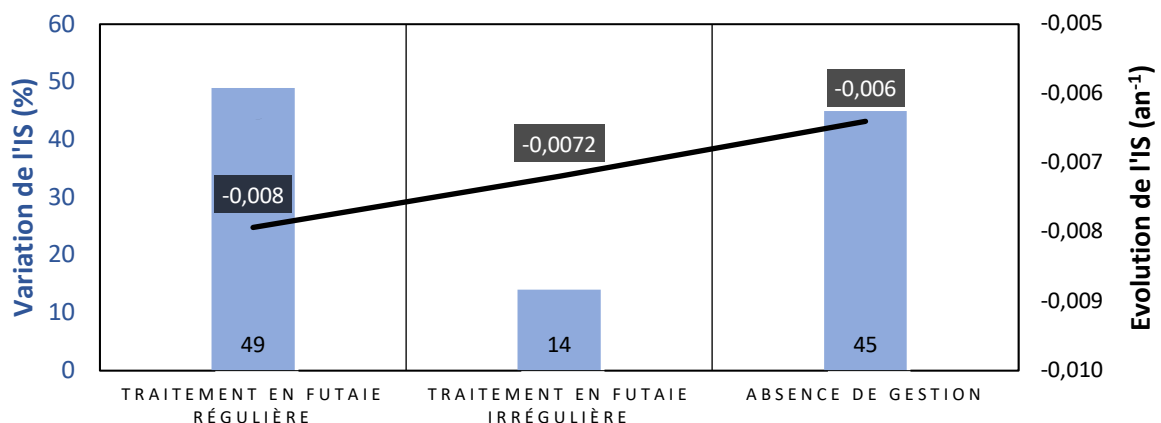


Figure 29 : Variation instantanée de l'indice de Simpson due à la tempête (2045) et évolution de celui-ci durant la période de récupération (d'une durée de 24 ans) pour le peuplement régulier de hêtres.

4.3. Peuplement régulier de chênes

Le Tableau 11 montre les éclaircies réalisées dans le peuplement régulier de chênes. Des éclaircies mixtes ont été réalisées pour le traitement en futaie régulière et par le haut pour le traitement en futaie irrégulière. Le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ est donc aux alentours de 1 pour le régulier et bien au-dessus de 1 pour l'irrégulier.

Les accroissements en surface terrière et en volume sont assez faibles pour les chênes réguliers. Durant la période de gestion, il n'y a presque pas de régénération à cause de la densité élevée du peuplement. De plus, il y a de la mortalité entre deux rotations probablement à cause de cette densité (il y a une perte de 5 à 20 tiges par hectare entre les éclaircies). Comme la mortalité n'est pas enlevée de l'accroissement, celui-ci diminue puisque le matériel sur pied diminue. Il aurait été intéressant d'enlever cette composante de mortalité pour évaluer l'accroissement intrinsèque du chêne.

Tableau 11 : Caractéristiques du peuplement régulier de chênes avant éclaircies, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière¹⁴

Traitement en futaie régulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	IG	P/A	Type d'éclaircie	$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	ACV	ACG
2025	23,8	162	27,7	147	386	35	7,2	156	100	26	306	Mixte	1,07	5,3	0,29
2033	22,6	113	22,8	158	318	23	4,9	157	165	21	211	Mixte	0,99	3,9	0,29
2041	23,4	75	19,7	180	287	11	2,6	163	197	13	152	Mixte	0,91	4,4	0,22
Traitement en futaie irrégulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	IG	P/A	Type d'éclaircie	$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	ACV	ACG
2025	23,8	162	27,7	147	386	10	7,0	288	124	25	298	Haut	1,96	5,3	0,29
2033	22,7	134	22,0	145	293	11	5,1	252	215	23	414	Haut	1,73	3,9	0,15
2041	22,1	99	18,3	149	233	1	1,5	281	226	8	102	Haut	1,88	3,9	0,18

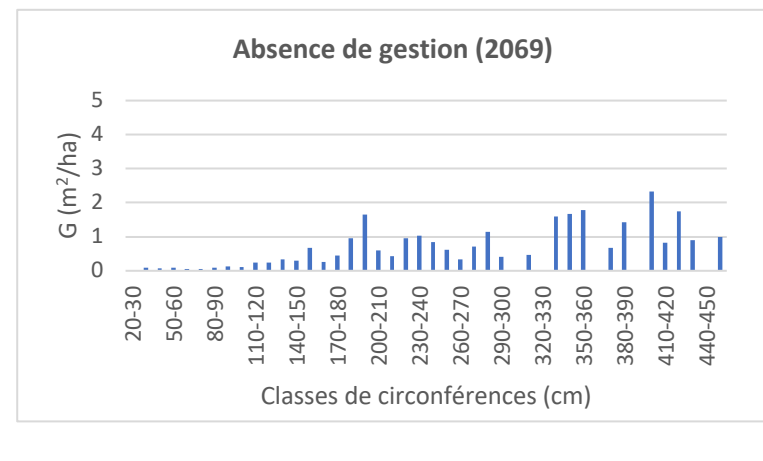
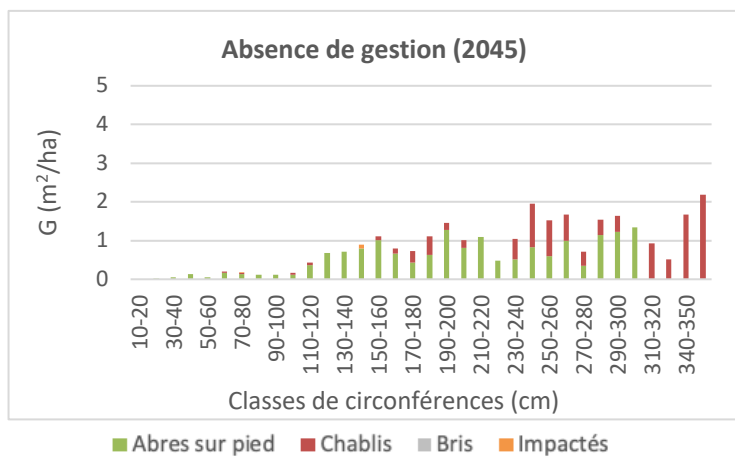
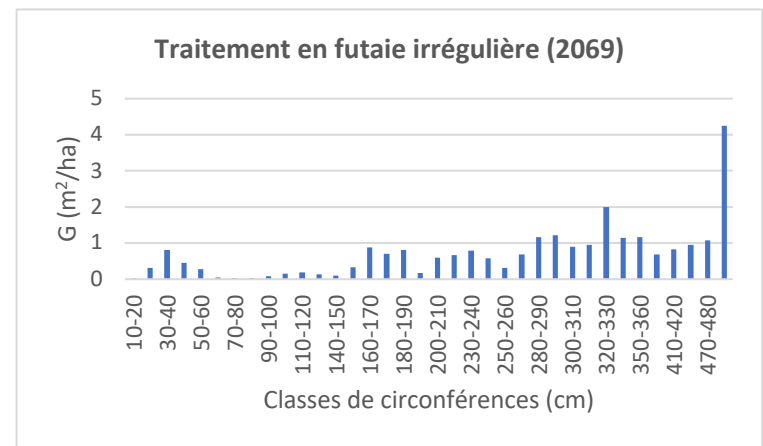
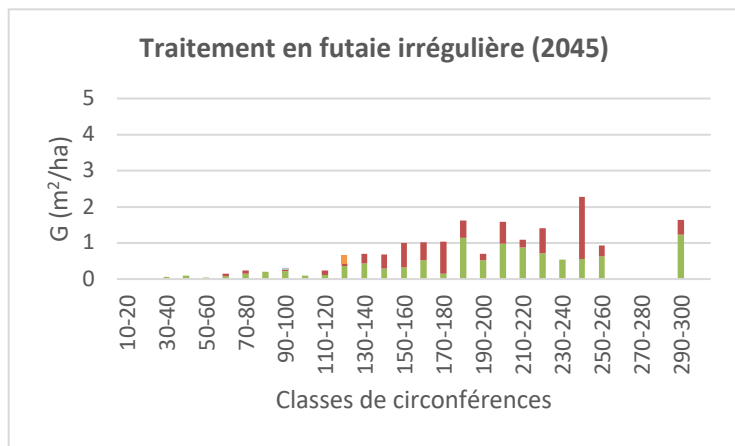
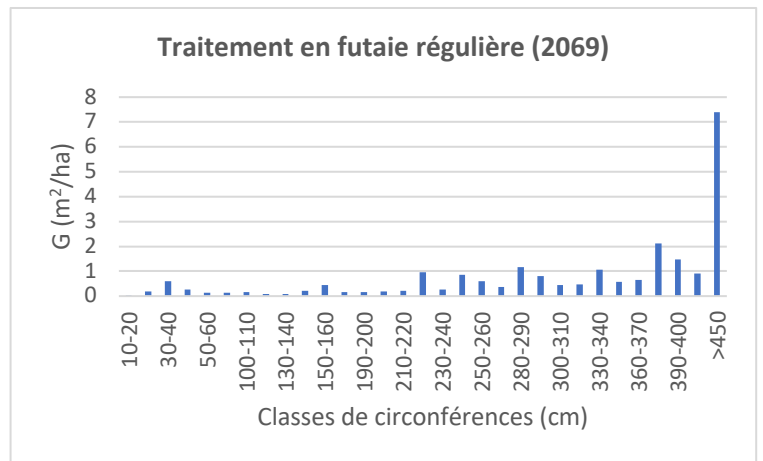
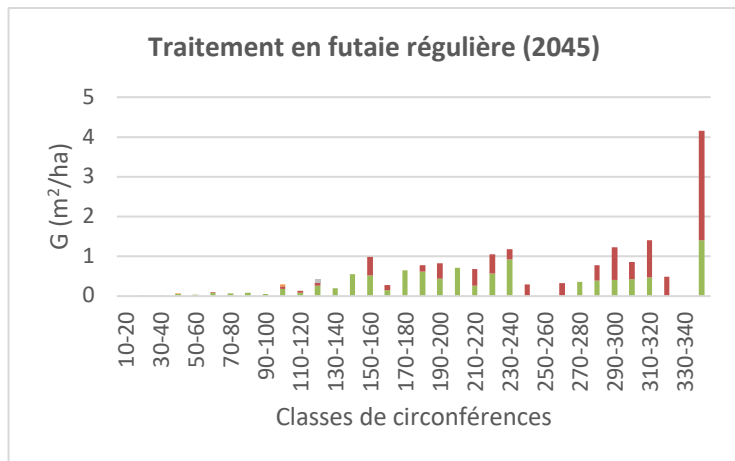
¹⁴ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m²/ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ha), IG=intensité prélevée en termes de surface terrière= $G_{\text{éclaircie}}/G_{\text{avant}}*100$ (%), P/A=Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%), $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ = rapport entre la circonférence moyenne des arbres enlevés en éclaircie et la circonférence moyenne du peuplement avant éclaircie (-), ACV= accroissement courant en volume (m³/ha.an) et ACG= accroissement courant en surface terrière (m²/ha.an)

Le Tableau 12 met en évidence l'effet instantané de la tempête sur le peuplement régulier de chênes. L'intensité de dégât de la tempête (IG) est plus importante pour le traitement en futaie régulière (47%). Cela peut s'expliquer par une hauteur dominante avant tempête plus élevée. L'absence de gestion est la moins affectée en matière d'intensité de dégât (40%). Les chênes sont relativement résistants aux tempêtes et vu qu'aucune intervention n'a été faite, il y a plus d'arbres sur pied.

Tableau 12: Effet instantané de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement régulier de chênes

	Avant tempête					Tempête					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	C _{tempête} /C _{avant}
Traitement en futaie régulière	24,7	60	198	19,1	286	32	22	222	9,1	182	47,5	1,12
Traitement en futaie irrégulière	22,8	95	158	18,6	252	30	36	165	8	144	43,1	1,04
Absence de gestion	24,5	107	183	28,1	433	32	23	231	11,2	209	40,0	1,26

On peut voir sur les Figures 30 et 31 que les chênes de grosses dimensions ont tendance à croître trop vite durant la période de récupération. Ceux-ci ont des dimensions qui sortent de la gamme de calibration du modèle. À partir d'une certaine taille, un emballement de la croissance se produit pour le chêne. Il s'agit d'un point à creuser pour comprendre la raison de cet emballement. Cela permettra de pouvoir apporter une correction au modèle qui ait du sens au niveau physiologique. À cet égard, un module de mortalité a été introduit dans le cadre du mémoire d'Alexandre Vanbeneden pour induire une décroissance de l'accroissement des arbres de grosses dimensions. Deux paramètres principaux interviennent : un paramètre de pente de la décroissance et un paramètre qui indique la dimension à laquelle cette décroissance commence. Ces paramètres n'ont pas été utilisés pour les résultats du chêne, mais plusieurs tests ont été effectués en variant ces deux paramètres pour tenter de trouver une croissance plus réaliste. En conclusion, ce module de vieillissement n'a pas encore pu être paramétré précisément par manque de données sur les arbres de très grosses dimensions. La croissance de ce peuplement est donc surestimée par le modèle actuel. Les interprétations peuvent être faussées par cette anomalie.



■ Abres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Figure 31: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de gestion

Figure 30: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents scénarios du peuplement régulier de chênes

Le Tableau 13 établit que le traitement en futaie irrégulière favorise le passage à la futaie et que l'absence de gestion a tendance à le défavoriser. En l'absence de gestion le peuplement est plus dense et donc la régénération a moins tendance à se développer. On peut voir en Annexe 10, l'échelle de tolérance à l'ombrage. On peut voir que les chênes sont assez peu tolérants à l'ombrage, plutôt héliophiles¹⁵ et donc exigent un niveau de lumière relativement important pour leur croissance juvénile.

Tableau 13 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement régulier de chênes : caractéristiques en fin de période (2069)¹⁶

	Passage à la futaie durant la période de récupération				
	Hmoy (m)	N (nombre/ha.an)	C (cm)	G (m ² /ha)	G _{PF} (%)
Traitement en futaie régulière	12,8	5,1	34,9	1,3	5,3
Traitement en futaie irrégulière	13,0	7,5	34,8	1,8	7,1
Absence de gestion	12,8	0,5	34,7	0,1	0,4

Les Figures 33 et 34 montrent l'évolution du LAI et de la surface terrière à l'hectare en fonction du temps pour les différentes modalités de gestion. On peut remarquer sur la Figure 34 que la croissance en surface terrière avant perturbation stagne lorsqu'il y a absence de gestion. Cela peut s'expliquer par le fait que certains arbres meurent, et cela dans toutes les catégories de circonférences. Le peuplement a probablement atteint sa densité maximale et est en situation d'auto-éclaircies. Si l'on regarde la distribution de la surface terrière des chênaies wallonnes sur la Figure 32, on peut voir que 21% seulement sont au-delà de 25 m²/ha (Claessens et al., 2010). Ces données proviennent de l'inventaire permanent des ressources de Wallonie qui se base sur des placettes de 18m de rayon maximum. Si les placettes faisaient la taille du peuplement de chênes (1.68 ha), ce pourcentage serait certainement nettement inférieur. En effet, sur de plus petites placettes, il est possible d'avoir des densités plus élevées qui traduisent d'une hétérogénéité d'un peuplement plus grand. Comme le chêne est une essence héliophile, la surface terrière idéale se trouve entre 15 et 18 m²/ha (Claessens et al., 2010). On peut voir également en annexe 1 que le peuplement de chênes possède une distribution très large, probablement parce qu'il s'agit d'un ancien taillis-sous-futaie. Cela peut expliquer la mortalité d'arbres dominés dont les conditions d'éclaircissement ne sont pas optimales. Une dernière

¹⁵ Espèce dont le développement optimal est en pleine lumière.

¹⁶ Hmoy= hauteur moyenne des arbres passés à la futaie (m), N= nombre d'arbres qui passent à la futaie par an (nombre/ha.an), C= circonférence moyenne des arbres passés à la futaie, G= surface terrière des arbres passés à la futaie, G_{PF}= rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)

hypothèse serait que le modèle surestime cette auto-éclaircie mais l'hypothèse précédente semble réaliste même si cette auto-éclaircie pourrait être améliorée.

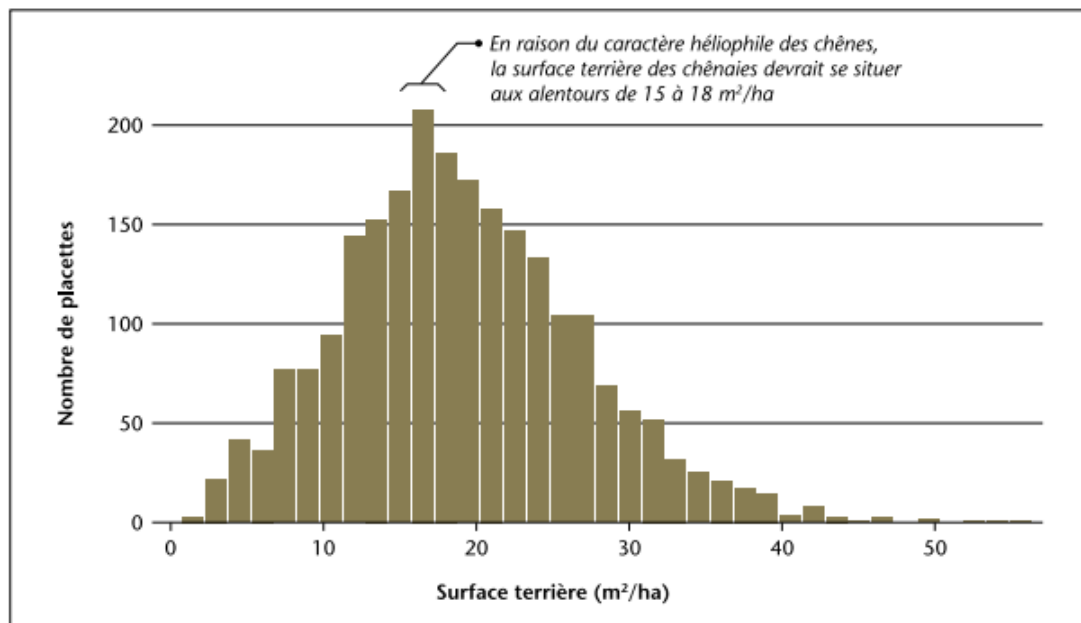
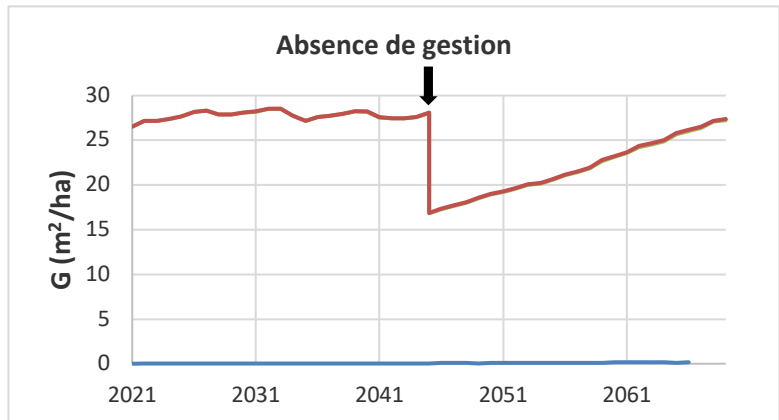
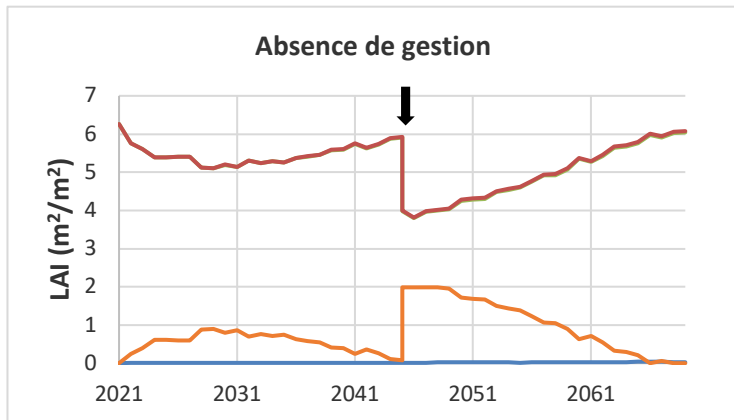
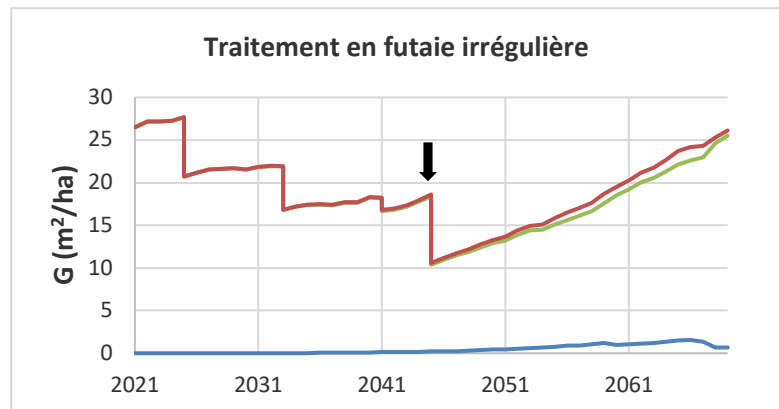
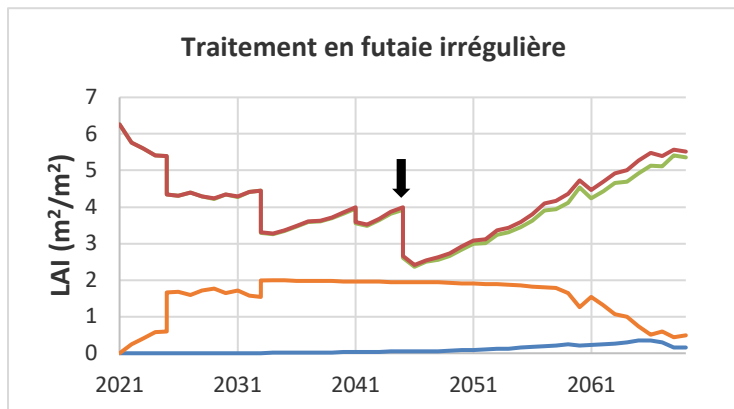
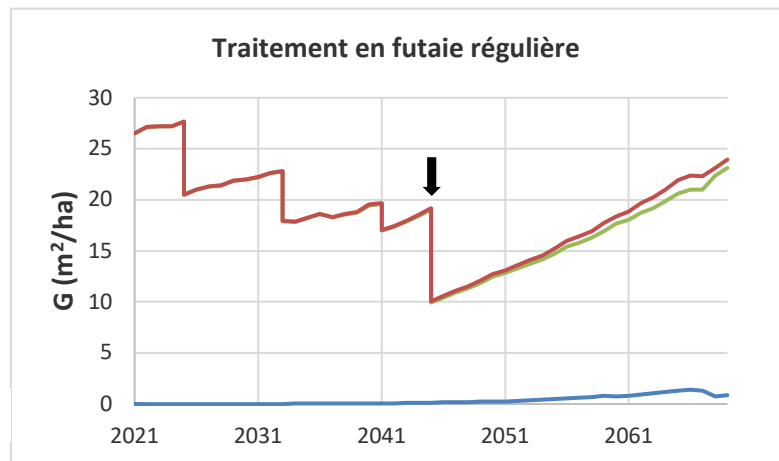
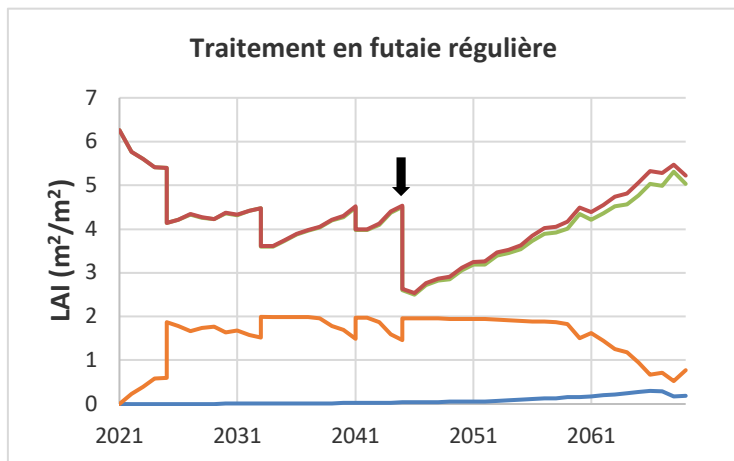


Figure 32: Surface terrière des peuplements riches en chênes, selon les données de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie (Claessens et al., 2010)

Sur la Figure 35, la résistance, le taux de récupération, le temps de récupération et la résilience pour les différentes modalités de gestion des chênes réguliers sont présentés.

Le traitement en futaie irrégulière a une résistance plus élevée qu'en régulière, car les arbres de grosses dimensions, plus sensibles aux tempêtes, sont coupés. L'absence de gestion possède une meilleure résistance que le traitement en futaie irrégulière. Cependant, la récupération en absence de gestion est plus lente par rapport aux modalités de gestion. Une partie de ce manque de récupération peut s'expliquer avec le passage à la futaie. On a remarqué que les modalités de gestion favorisent la régénération (Tableau 13).

Globalement, sur la Figure 35, la résilience pour les chênes réguliers est la plus importante pour le traitement en futaie irrégulière et la plus faible pour l'absence de gestion, avec le traitement en futaie régulière en intermédiaire. Cela est cohérent avec ce qui a déjà été vu précédemment dans le cas du hêtre. Il est difficile de refaire une comparaison sur une même base comme dans le cas du hêtre avec le LAI car le traitement en futaie irrégulière va jusque LAI=4 maximum et l'absence de gestion ne descend presque pas en dessous de ce seuil. Les résultats seraient donc faussés et non significatifs.



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

↓ Année de perturbation

Figure 33 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation selon différentes modalités de gestion au cours du temps.

Figure 34: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents traitements sylvicoles au cours du temps

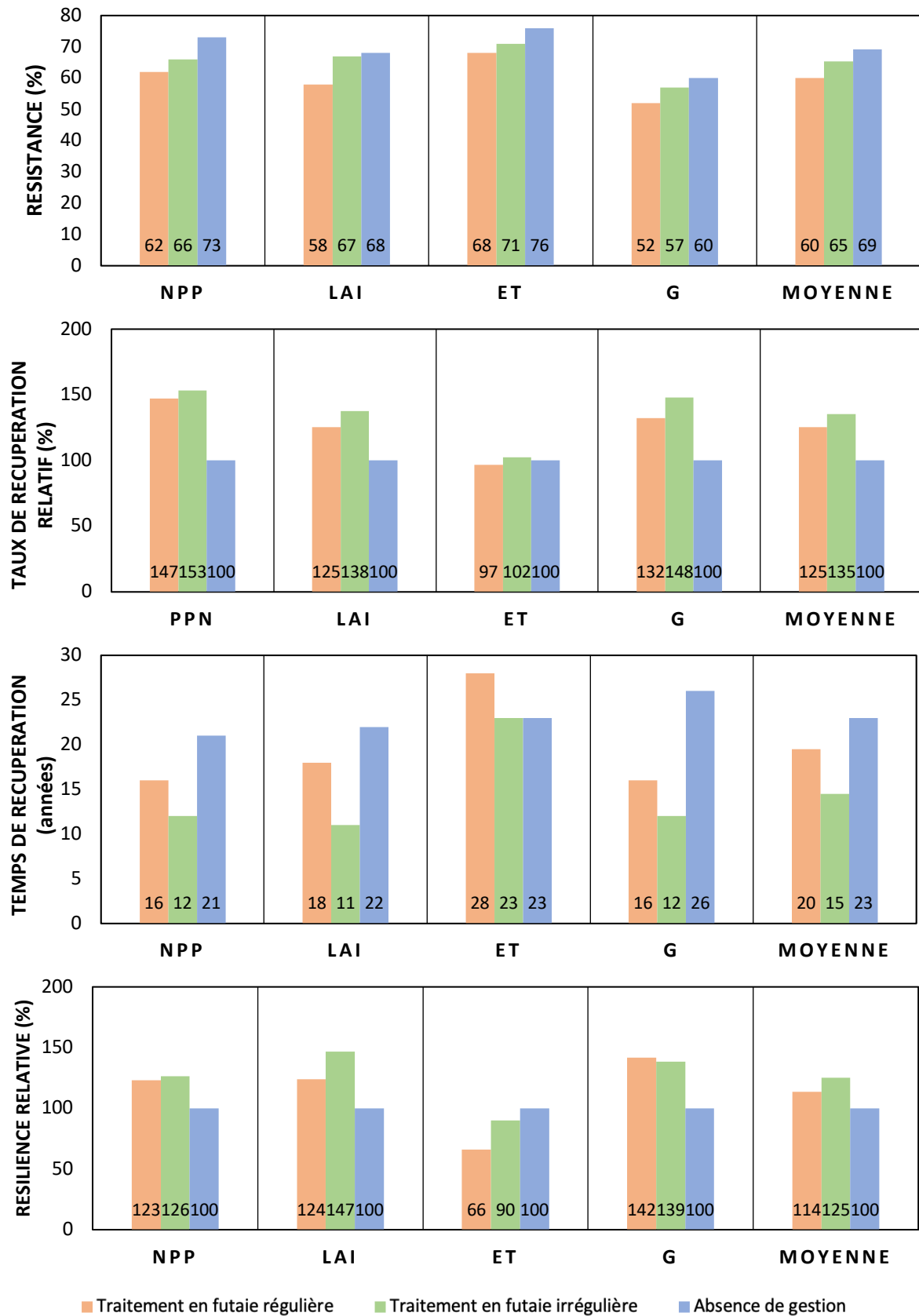


Figure 35 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différentes modalités de gestion pour le peuplement régulier de chênes

La tempête a un effet immédiat de diminution de la diversité du peuplement en absence de gestion. La diversité reste plus au moins équivalente dans le cas des deux modalités de gestion. Cela peut s'expliquer par le fait que les modalités de gestion enlèvent déjà certains arbres pendant la période de gestion. Le mode de non-gestion va perdre plus de diversité au moment de la tempête, car certains arbres d'essences secondaires vont être affectés par celle-ci.

Après la perturbation, l'évolution de la diversité pendant la période de récupération a tendance à diminuer dans tous les cas, sûrement en raison des chênes qui reprennent le dessus et donc ces peuplements perdent en diversité.

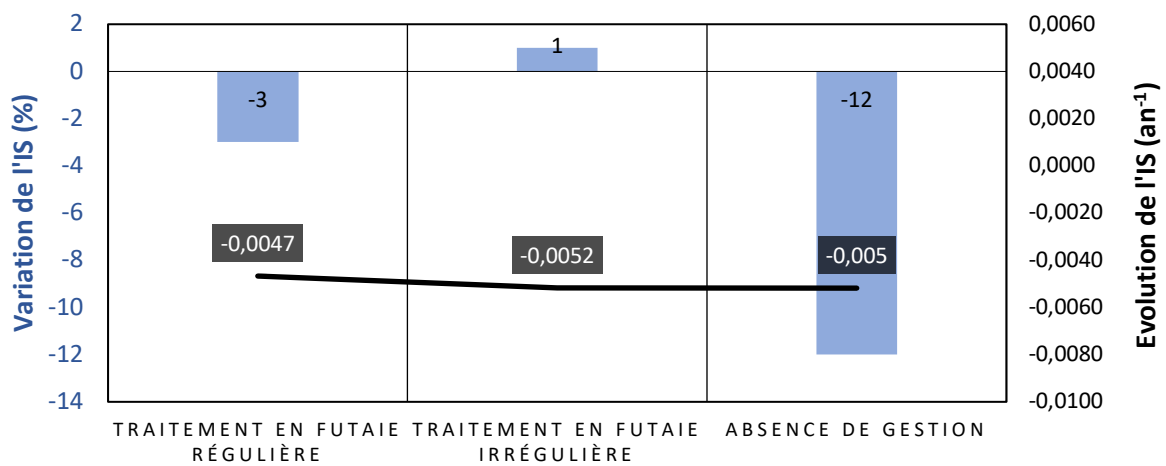


Figure 36 : Variation instantanée et évolution durant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement régulier de chênes

4.4. Peuplement régulier de pins sylvestres

Le Tableau 14 permet d'illustrer les interventions réalisées durant la période 2021-2045 pour les traitements régulier et irrégulier. On peut constater que ce qui différencie les deux types de traitements est le type de coupe : mixte pour le traitement en futaie régulière ou par le haut pour le traitement en futaie irrégulière. Moins d'arbres ont été éclaircis en traitement irrégulier, mais ceux-ci étaient de plus grosses dimensions. Le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ est donc proche de 1 pour le traitement régulier et bien au-dessus de 1 pour le traitement irrégulier.

Les accroissements sont relativement semblables pour les deux modalités. L'accroissement est inférieur pour la première période (2021-2025). Sur la Figure 40, on peut effectivement remarquer que la croissance est plus faible pendant cette période. Certains arbres du peuplement meurent au début de la période de simulation. Une hypothèse de cette mortalité est que le modèle considère qu'il n'y a pas assez d'éclaircissement pour certains arbres (qui sont trop proches ou dont les couronnes se touchent). Il fait donc mourir ces arbres qui dans la réalité survivent. Un point d'amélioration pourrait donc être réalisé à ce niveau-là dans le modèle.

Tableau 14 : Caractéristiques du peuplement régulier de pins sylvestres avant éclaircies et caractéristiques des coupes réalisées entre 2021 et 2045 pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière¹⁷

Traitement en futaie régulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	C _{éclaircis} /C _{avant}	ACV	ACG
2025	22,2	298	35,6	122	341	66	7,6	120	71	21	287	Mixte	0,98	7,0	0,33
2033	23,7	231	32,2	132	335	41	6,3	139	138	19	148	Mixte	1,05	8,1	0,53
2041	24,6	188	30,0	142	330	53	8,1	139	219	27	197	Mixte	0,98	7,8	0,51
Traitement en futaie irrégulière		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	C _{éclaircis} /C _{avant}	ACV	ACG
2025	22,3	298	35,6	122	341	27	7,7	188	73	22	288	Haut	1,54	7,0	0,33
2033	23,6	269	32,3	123	333	26	6,3	177	145	20	143	Haut	1,44	8,2	0,55
2041	24,3	241	30,2	125	324	26	6,2	175	210	21	149	Haut	1,40	7,8	0,52

¹⁷ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m²/ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ha), IG=intensité prélevée en termes de surface terrière= $G_{\text{éclaircie}}/G_{\text{avant}}*100$ (%), P/A=Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%), $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ = rapport entre la circonférence moyenne des arbres enlevés en éclaircie et la circonférence moyenne du peuplement avant éclaircie (-), ACV= accroissement courant en volume (m³/ha.an) et ACG= accroissement courant en surface terrière (m²/ha.an)

Une même tempête a été appliquée en 2045 pour les trois modalités de gestion. Le Tableau 15 présente les caractéristiques avant tempête : l'absence de gestion possède un volume important de bois et une surface terrière élevée, car aucune opération sylvicole n'a été pratiquée. Le traitement en futaie irrégulière comporte un volume de bois et une surface terrière plus faible par rapport au traitement en futaie régulière.

Les arbres affectés par la tempête (N) sont plus nombreux pour l'absence de gestion, puis pour le traitement en futaie irrégulière et enfin pour le traitement en futaie régulière. Cependant, la surface terrière et le volume affecté (G et V) sont plus importants en traitement régulier par rapport à l'irrégulier. Cela s'explique par le fait que ce sont des arbres de plus grosses dimensions qui sont endommagés par la tempête en traitement régulier. Vu que les éclaircies sont faites par le haut en traitement irrégulier, les arbres de plus grosses dimensions sont coupés avant la tempête.

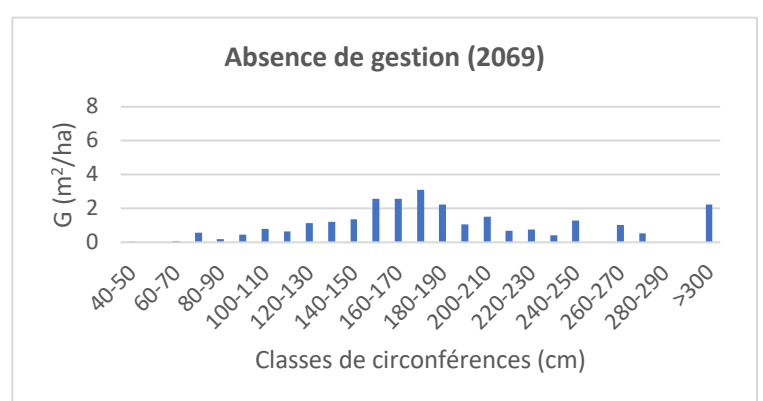
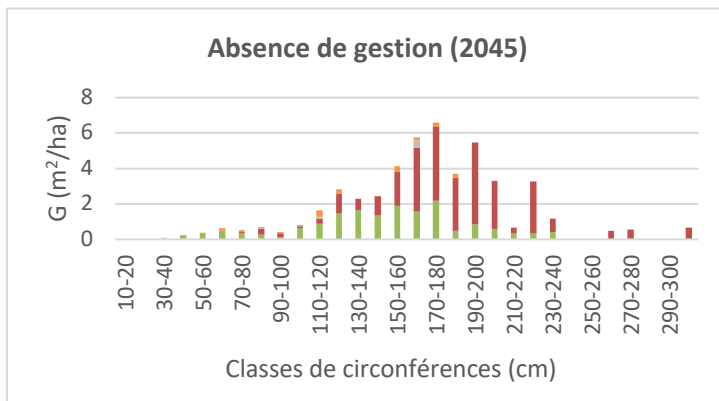
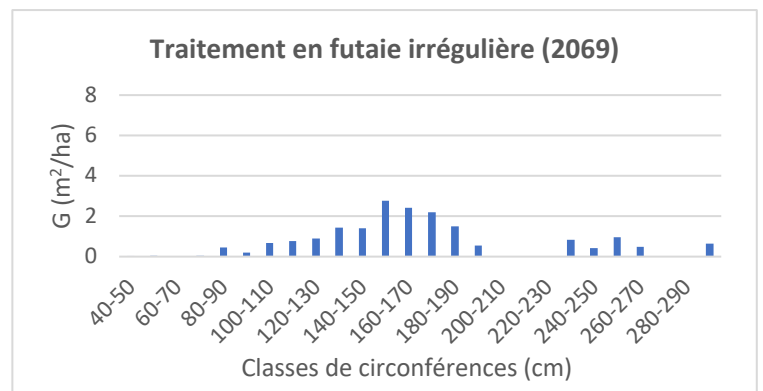
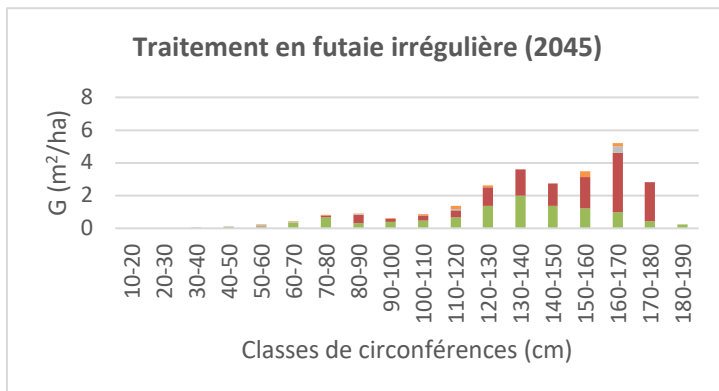
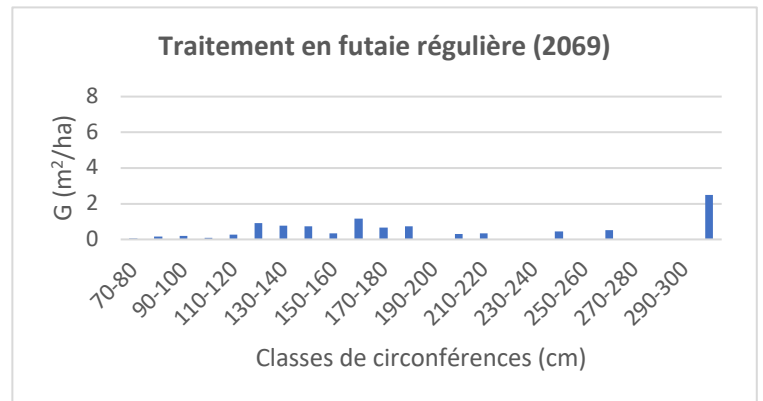
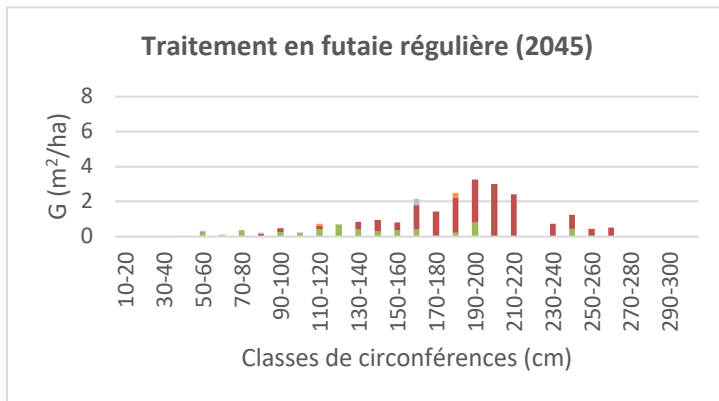
Si l'on compare la surface terrière affectée par rapport à la surface terrière sur pied (IG), c'est le traitement en futaie régulière qui semble le plus sensible avec 73% du peuplement qui est emporté avec la tempête. Cela ne veut pas dire que l'absence de gestion est moins sensible, mais que proportionnellement, l'absence de gestion garde plus d'arbres sur pied par rapport au traitement régulier.

Tableau 15: Caractéristiques avant tempête et effet de la tempête pour les différentes modalités de gestion (2045)

	Avant tempête					Tempête					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	C _{tempête} /C _{avant}
Traitement en futaie régulière	25,1	136	148	23,7	277	26	78	157	17,4	215	73,2	1,06
Traitement en futaie irrégulière	25,2	216	123	26,1	293	26	107	129	15,4	189	58,8	1,04
Absence de gestion	25,6	291	145	48,6	550	26	153	156	32,2	397	66,3	1,07

La Figure 38 montre la surface terrière affectée par la tempête selon le type de gestion. Les mêmes tendances se dégagent que celles observées dans le Tableau 15. La Figure 37 montre la distribution en surface terrière en fin de période de récupération. On peut constater qu'il reste peu d'arbres en gestion régulière puisque la tempête a emporté 73% du peuplement et qu'il n'y a pas de régénération. On peut également noter qu'il y a des arbres de plus de 300 cm pour le

traitement en futaie régulière et en l'absence de gestion. Cela peut s'expliquer par le même phénomène d'emballement observé pour le chêne. Celui-ci est moins marqué, car il a été en partie corrigé. En effet, les arbres au-delà de 180 cm ont une croissance qui diminue dans le modèle grâce au nouveau module de mortalité introduit par Alexandre Vanbeneden. La croissance globale du peuplement était trop élevée à cause de ces arbres de grosses dimensions qui avaient tendance à grandir trop vite. Donc, ces paramètres ont été diminués pour réduire cette croissance. Une amélioration est encore possible.



■ Abres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Figure 38 : Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque modalité de gestion du peuplement régulier de pins

Figure 37: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents scénarios du peuplement régulier de pins

Dans cette section, il n'y a pas de tableau pour les arbres passés à la futaie durant la période de récupération, car peu importe le traitement, aucun arbre ne passe à la futaie. Cela peut s'expliquer par le fait que le pin sylvestre est une essence héliophile stricte (Niinemets & Valladares, 2006; Petit et al., 2017b). L'échelle de tolérance à l'ombrage des espèces se trouve en Annexe 10. Cela implique un niveau de lumière minimum dans le modèle pour que la régénération puisse grandir, ce qui n'a pas dû être atteint durant la période de simulation.

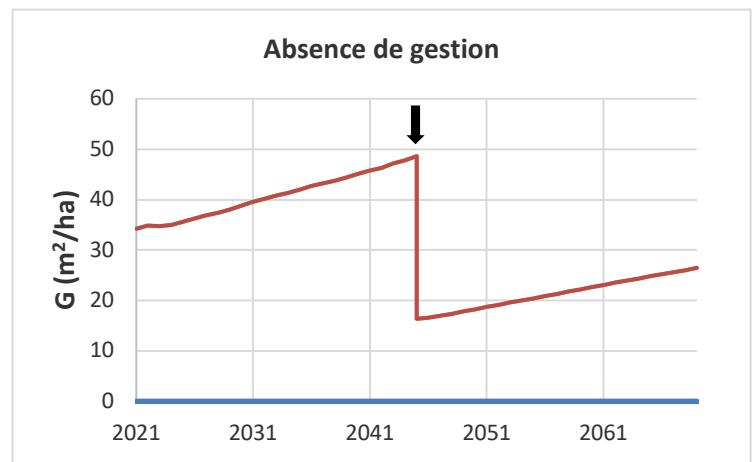
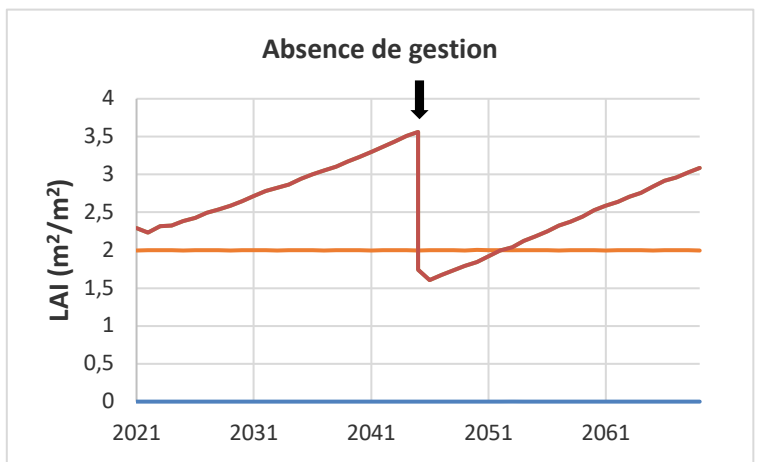
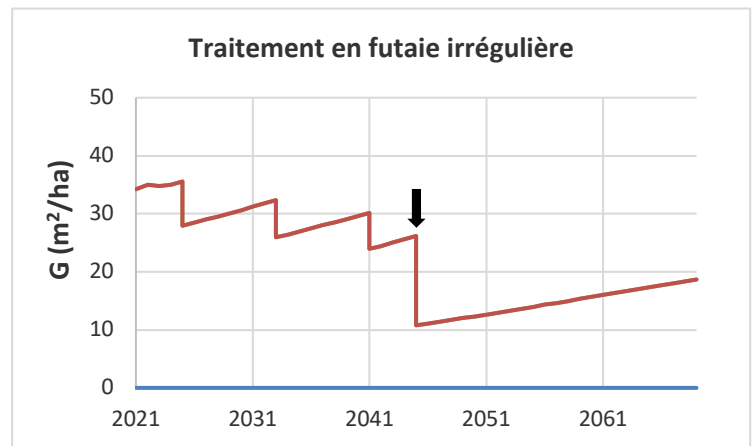
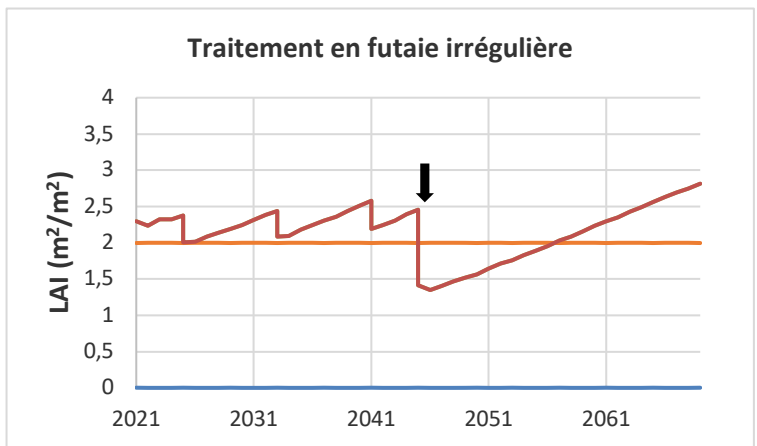
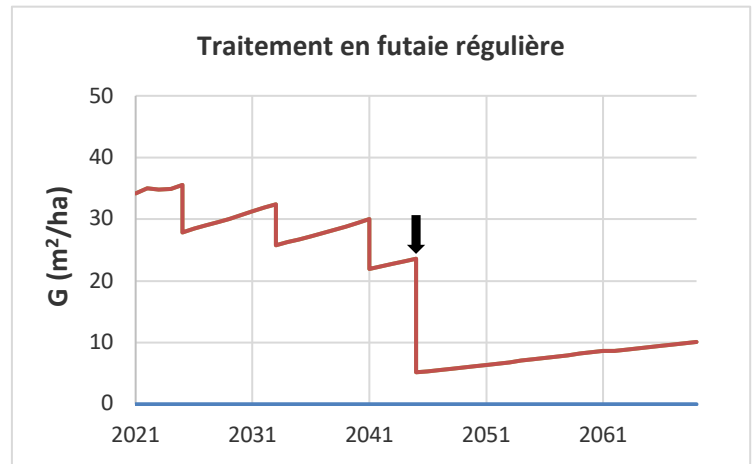
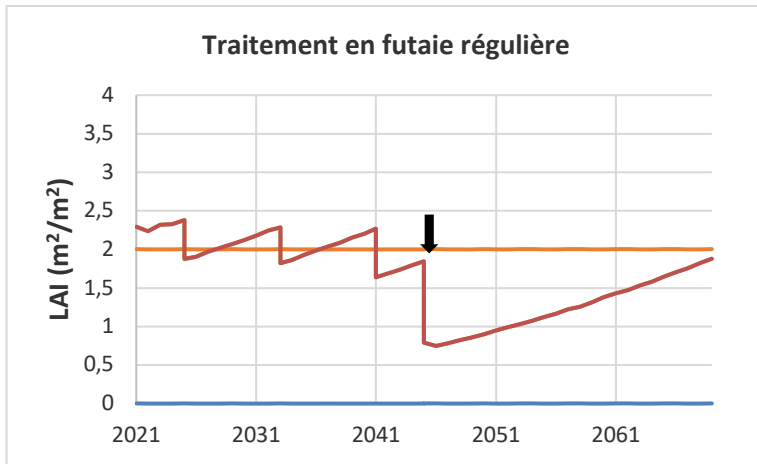
Les Figures 39 et 40 montrent l'évolution du LAI et de la surface terrière à l'hectare au fil du temps pour les différentes modalités de gestion. On peut voir que le traitement en futaie irrégulière semble celui le moins affecté par la tempête et qui récupère le mieux. L'absence de gestion induit une forte chute en LAI et en G au moment de la tempête. On peut noter que le LAI est assez faible (autour de 2-3) par rapport aux autres peuplements. Cela peut s'expliquer par le fait que le pin sylvestre a une couronne beaucoup moins dense que le hêtre ou le chêne et qu'il est strictement héliophile.

La Figure 41 illustre la résistance, le taux de récupération relatif, le temps de récupération et la résilience relative. Tout d'abord, la résistance est la plus élevée en traitement irrégulier et la plus faible pour le traitement régulier ; l'absence de gestion est associée à une résistance intermédiaire en moyenne. Cela confirme ce qui a été dit précédemment avec le Tableau 15.

Ensuite, concernant le taux de récupération relatif, l'absence de gestion et le traitement régulier ont des taux équivalents. Le traitement irrégulier a un taux plus faible. Cela peut s'expliquer par le fait que la résistance est plus élevée et donc il y a moins à récupérer. Le temps de récupération montre que le traitement irrégulier récupère plus vite par rapport aux deux autres modalités qui sont équivalentes.

La gestion irrégulière est donc la plus résiliente puisqu'elle est plus résistante et prend moins de temps à récupérer. La gestion régulière est dans l'ensemble un peu plus résiliente que la non-gestion. Le même exercice a été réalisé que pour le hêtre en fixant le LAI pour sa valeur avant perturbation (LAI=2,5). Les résultats sont visibles en Annexe 11. On peut voir que l'absence de gestion est plus résiliente. Cependant, cela peut être biaisé par le fait que LAI a une valeur plus élevée après perturbation. Pour le hêtre, cette valeur était à peu près similaire pour les trois traitements.

L'absence de gestion peut apparaître plus résiliente dans ce cas-ci, car elle garde plus de matériel sur pied. Cependant, un élément essentiel de la résilience n'est pas présent dans ce peuplement, quelle que soit la modalité : le passage à la futaie. Donc, le peuplement est globalement peu résilient concernant cette capacité de renouvellement. Il faudrait trouver des pistes de gestion qui favorisent la régénération et éventuellement procéder à des dégagements de la végétation accompagnatrice.



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

↓ Année de perturbation

Figure 39 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation selon différentes modalités de gestion au cours du temps.

Figure 40: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents traitements sylvicoles au cours temps

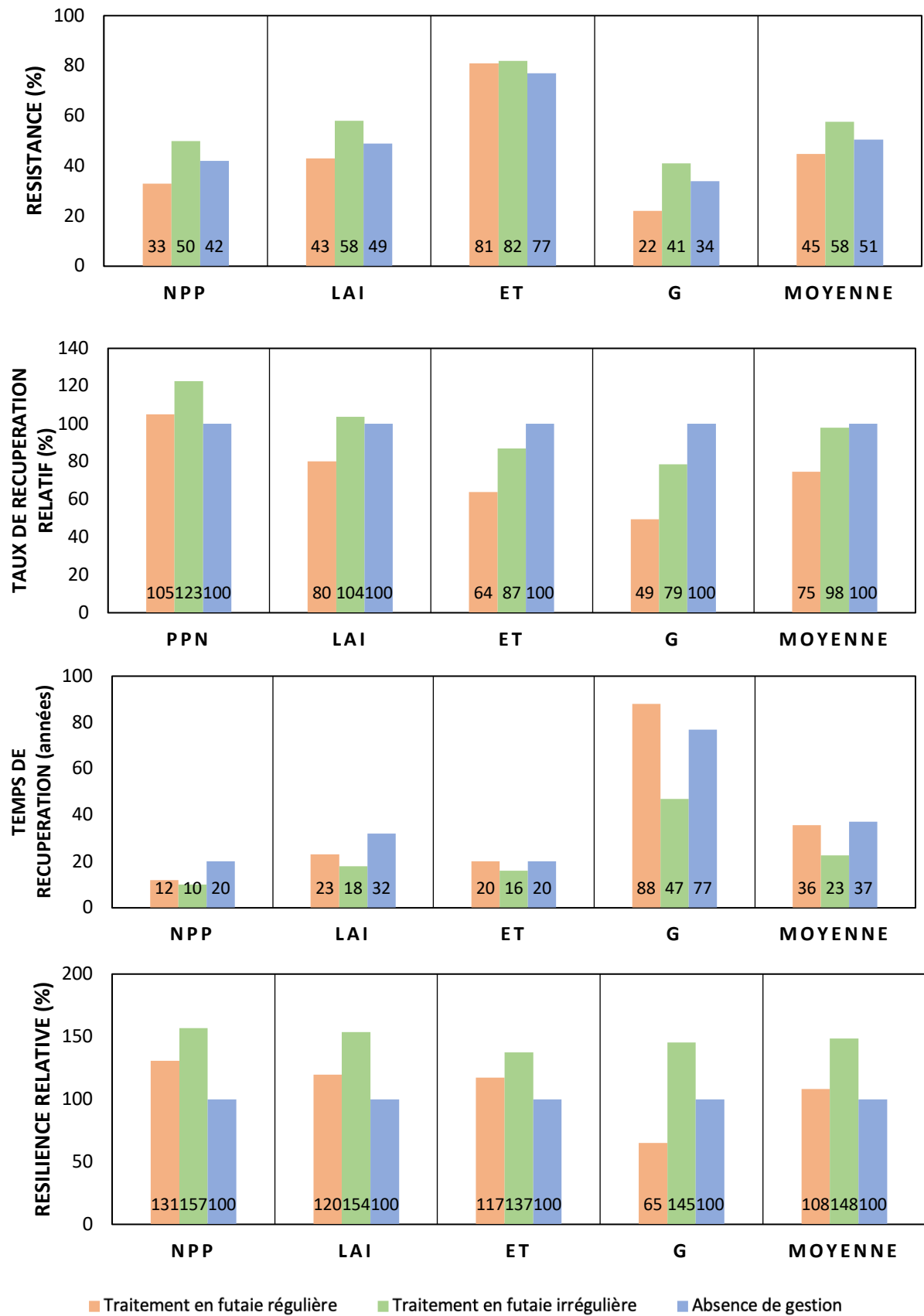


Figure 41 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement régulier de pins.

Concernant l'indice de Simpson (Figure 42), la perturbation engendre une augmentation immédiate de la diversité dans le peuplement, surtout pour le traitement en futaie régulière et l'absence de gestion. Le traitement en futaie irrégulière a tendance à fortement augmenter la diversité pendant la période de gestion (voir évolution temporelle de l'indicateur en annexe 7). Cela peut s'expliquer par le fait que les gros pins sylvestres sont coupés. Étant l'essence dominante du peuplement, cela laisse une part plus importante pour les essences secondaires. Le traitement en futaie régulière et l'absence de gestion se trouvent à un niveau de diversité plus bas avant la perturbation. La tempête emporte beaucoup d'arbres de l'essence principale en 2045 et la diversité s'améliore fortement au cours de cette année.

La diversité a tendance à augmenter au fil du temps pendant la période de récupération pour tous les modes de gestion. Le pin sylvestre est un peu moins présent après la tempête, les essences secondaires grandissent et prennent une part plus importante dans le peuplement.

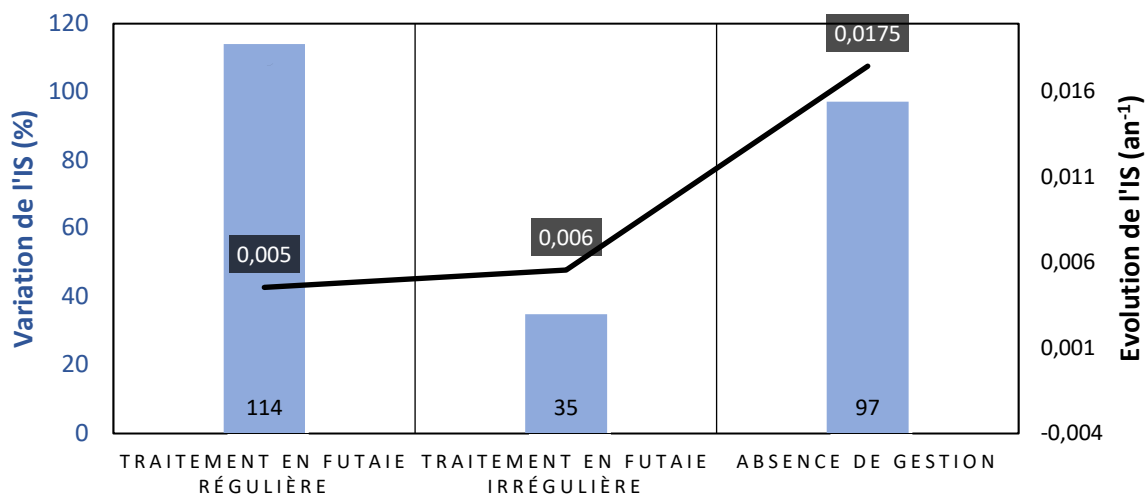


Figure 42 : Variation instantanée et évolution pendant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement régulier de pins

4.5. Peuplement irrégulier de hêtres/érables

Le Tableau 16 permet d'illustrer les opérations réalisées pour les deux types de sylviculture (conservatrice vs dynamique) durant la période 2021-2045. Pour la sylviculture plus dynamique, l'intensité de prélèvement en surface terrière à chaque rotation est de l'ordre de 17 et 24 %. Pour la sylviculture plus conservatrice, cette intensité est de l'ordre de 10 et 14%. Toutes les éclaircies ont été effectuées par le haut puisqu'on est en traitement irrégulier uniquement.

Les arbres prélevés sont donc de grosses dimensions, ce qui explique le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ élevé. On peut comparer ce rapport avec le traitement irrégulier des peuplements précédents (de l'ordre de 1,5-2) et remarquer qu'il est bien au-dessus. Cela s'explique par la distribution très large du peuplement irrégulier. La circonférence moyenne est assez basse en comparaison avec les peuplements réguliers qui ont une circonférence moyenne relativement élevée.

Tableau 16 : Caractéristiques du peuplement irrégulier de hêtres/érables avant éclaircies, caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière¹⁸

Sylviculture dynamique		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	C _{éclaircis} /C _{avant}	ACV	ACG
2027	32,2	190	26,2	131	511	7	6,2	339	149	24	291	Haut	2,59	5,4	0,27
2035	31,0	173	22,7	124	395	5	5,0	308	79	22	185	Haut	2,47	4,4	0,33
2043	29,9	171	22,2	120	358	7	4,0	299	109	18	89	Haut	2,49	1,3	0,56
Sylviculture conservatrice		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	C _{130éclaircis} /C _{130avant}	ACV	ACG
2027	32,3	190	26,2	131	511	4	3,6	354	93	14	168	Haut	2,69	5,8	0,27
2035	31,4	176	25,4	129	437	3	3,5	339	52	14	128	Haut	2,64	2,4	0,34
2043	30,7	172	25,9	129	429	3	2,3	341	63	9	57	Haut	2,65	5,5	0,51

¹⁸ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m²/ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ha), IG=intensité prélevée en termes de surface terrière= $G_{\text{éclaircie}}/G_{\text{avant}}*100$ (%), P/A=Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%), $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ = rapport entre la circonférence moyenne des arbres enlevés en éclaircie et la circonférence moyenne du peuplement avant éclaircie (-), ACV= accroissement courant en volume (m³/ha.an) et ACG= accroissement courant en surface terrière (m²/ha.an)

Sur le Tableau 16 toujours, les accroissements en surface terrière augmentent au fil du temps. Cela peut s'expliquer par le fait qu'il y a de plus en plus de régénération. L'accroissement en volume ne suit pas vraiment cette tendance, car il ne prend en compte que les arbres passés à la futaie et pas la régénération. Les deux accroissements comprennent la mortalité. Comme il y a un peu de mortalité dans le peuplement en raison des zones trop denses, l'accroissement diminue.

Le Tableau 17 analyse les caractéristiques du peuplement avant tempête et l'effet de la tempête. Plus l'intensité de coupe est grande, moins on a de volume et de matériel sur pied avant la tempête. Les arbres ont une hauteur dominante plus petite et la circonférence est plus faible puisque l'on fait des coupes par le haut. L'intensité de l'effet de la tempête (IG) est donc décroissante avec l'intensité de prélèvement.

Tableau 17: Effet de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables

	Avant tempête					Tempête					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hmoy (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	C _{tempête} / C _{avant}
Sylviculture dynamique	28,6	237	91	19,5	263	29	62	101	8,9	155	45,5	1,11
Sylviculture conservatrice	30,1	223	108	24	380	29	62	112	11,9	244	49,6	1,04
Absence de gestion	31,5	195	133	33	560	31	64	144	21,3	445	64,6	1,09

L'effet de la tempête qui décroît avec l'intensité de gestion se reflète sur la Figure 43. L'absence de gestion donne lieu à une part de chablis plus importante que pour les modalités de gestion. La sylviculture conservatrice est plus affectée que la sylviculture dynamique. Cela peut s'expliquer par le fait qu'en augmentant l'intensité de gestion, les arbres plus sensibles aux tempêtes partent en coupe et le peuplement est donc moins affecté par la tempête.

On peut également constater que plus l'intensité est importante, plus la régénération est présente en 2069. Une plus grande disponibilité en lumière permet aux semis de se développer. Cela se confirme avec le Tableau 18 qui montre une part plus importante de passage à la futaie en termes de surface terrière (G_{PF}) pour le peuplement avec une sylviculture dynamique.

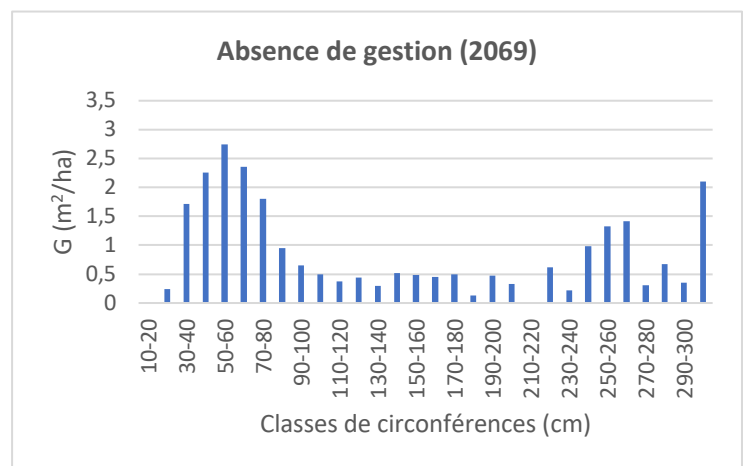
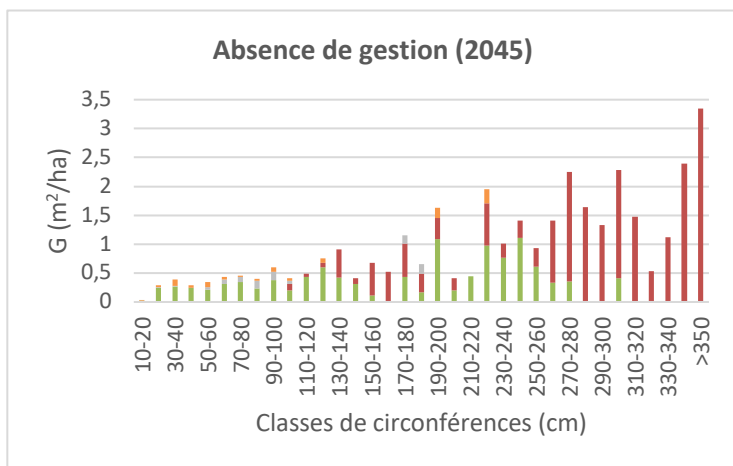
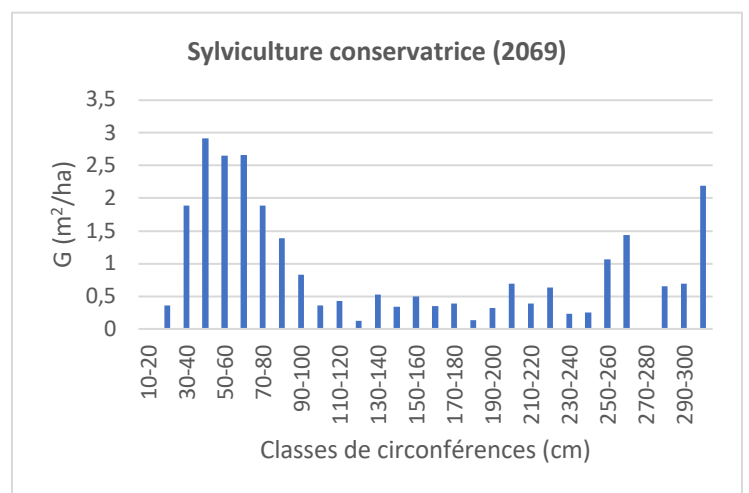
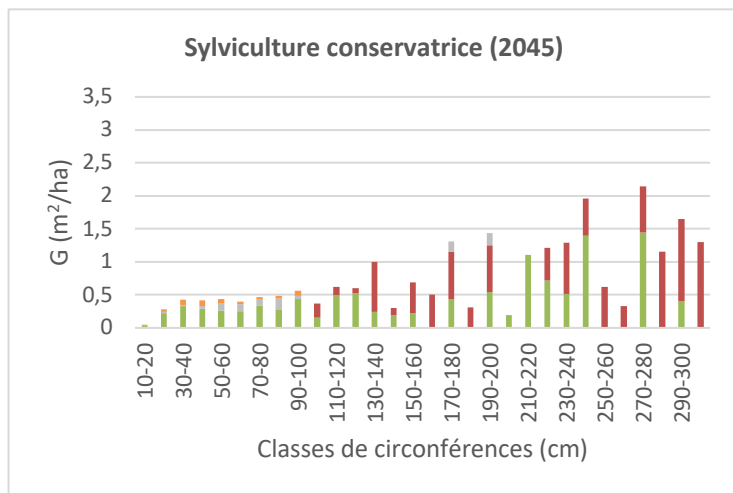
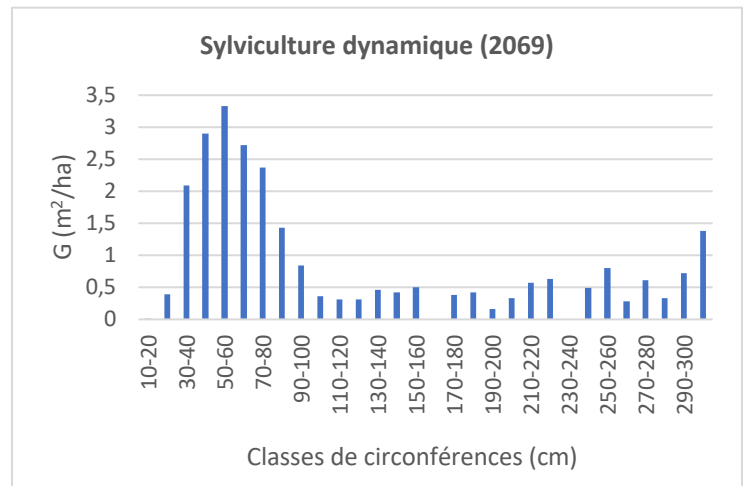
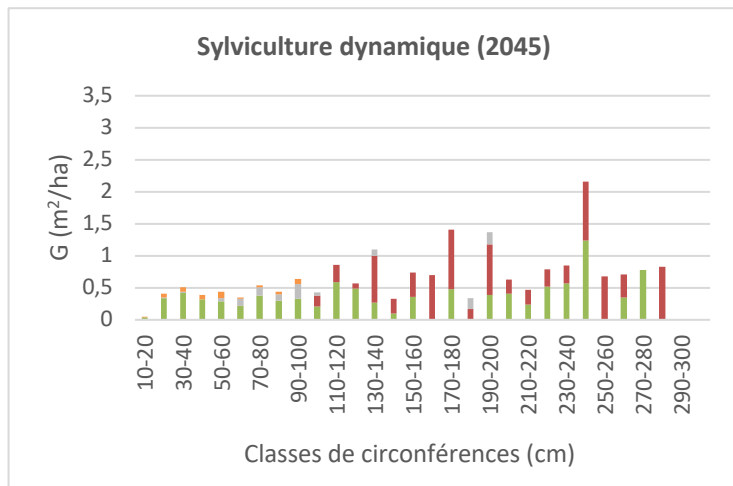


Figure 43: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de sylviculture

Figure 44: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différentes modalités du peuplement irrégulier de hêtres/érables

■ Abres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Tableau 18 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour les hêtres/érables irréguliers : caractéristiques en fin de période (2069)¹⁹

	Passage à la futaie durant la période de récupération				
	Hmoy (m)	N (nombre/ha.an)	C (cm)	G (m ² /ha)	G _{PF} (%)
Sylviculture dynamique	16,9	19	52,4	11,1	40,6
Sylviculture conservatrice	16,8	19	51,8	10,8	38,4
Absence de gestion	16,6	18	51,0	9,6	35,1

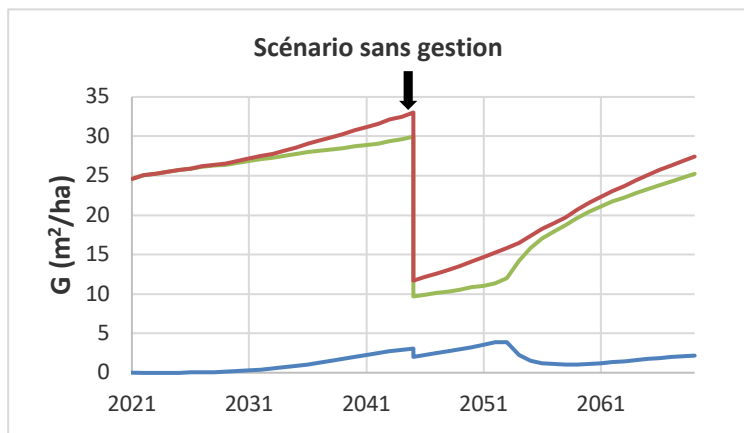
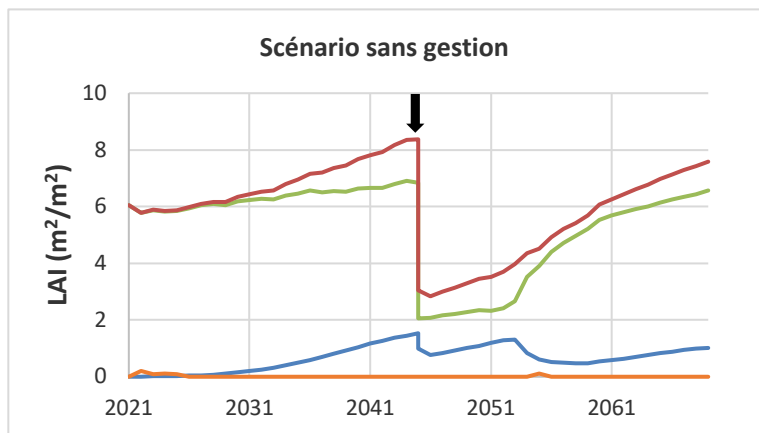
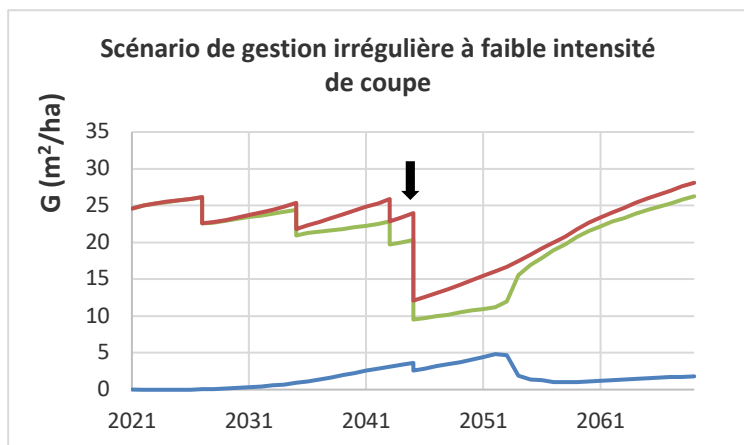
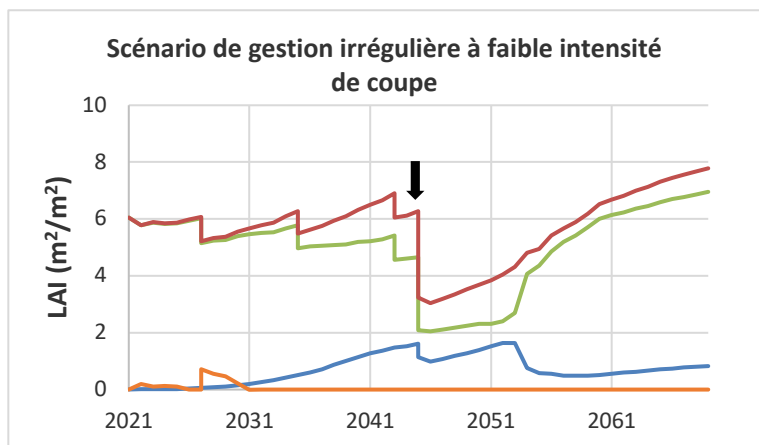
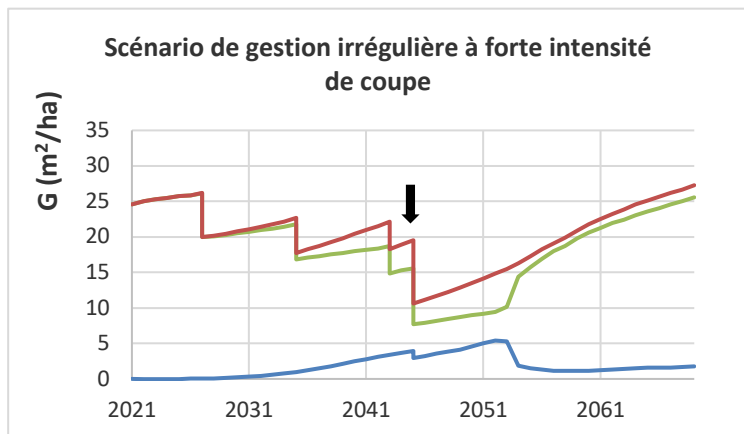
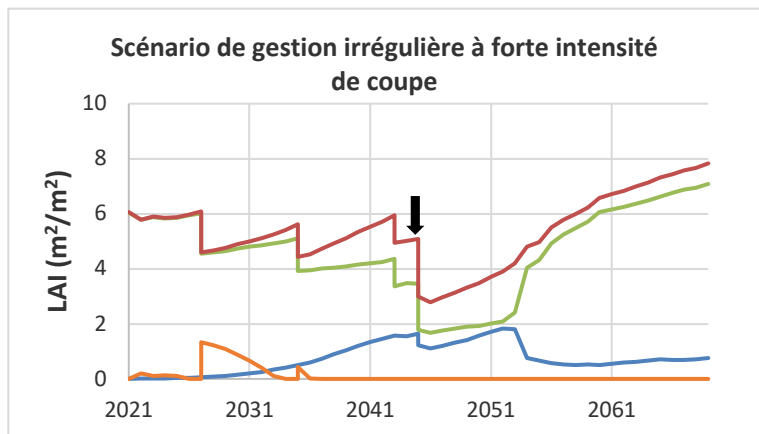
Les graphes de l'évolution du LAI et de G (Figures 44 et 45) montrent les mêmes tendances que précédemment : plus l'intensité est forte, moins la chute de l'indicateur est importante au moment de la tempête. La régénération est plus importante avec une intensité plus forte.

La résistance est plus élevée dans le cas d'une sylviculture dynamique (prélèvement en G de 25%), par rapport une sylviculture plus conservatrice (prélèvement en G de 15%). La résistance de ces deux modes est plus élevée par rapport à la non-gestion (Figure 47). On ne distingue pas de différence claire entre les modalités pour le taux de récupération : tous les modes de gestion récupèrent à un taux comparable. Concernant le temps de récupération, il est maximal en absence de gestion et le plus faible pour la sylviculture dynamique.

Le peuplement irrégulier de hêtres/érables suit la même tendance selon chaque indicateur : en augmentant l'intensité de gestion, la résilience s'améliore. Cela est cohérent avec ce qui a été dit précédemment.

En annexe 11, l'indicateur de résilience relative a été recalculé en fonction d'un LAI de 5. L'ordre reste le même : plus la gestion s'intensifie, plus le peuplement est résilient.

¹⁹ Hmoy= hauteur moyenne des arbres passés à la futaie (m), N= nombre d'arbres qui passent à la futaie par an (nombre/ha.an), C= circonférence moyenne des arbres passés à la futaie, G= surface terrière des arbres passés à la futaie, G_{PF}= rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

↓ Année de perturbation

Figure 45 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.

Figure 46: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps

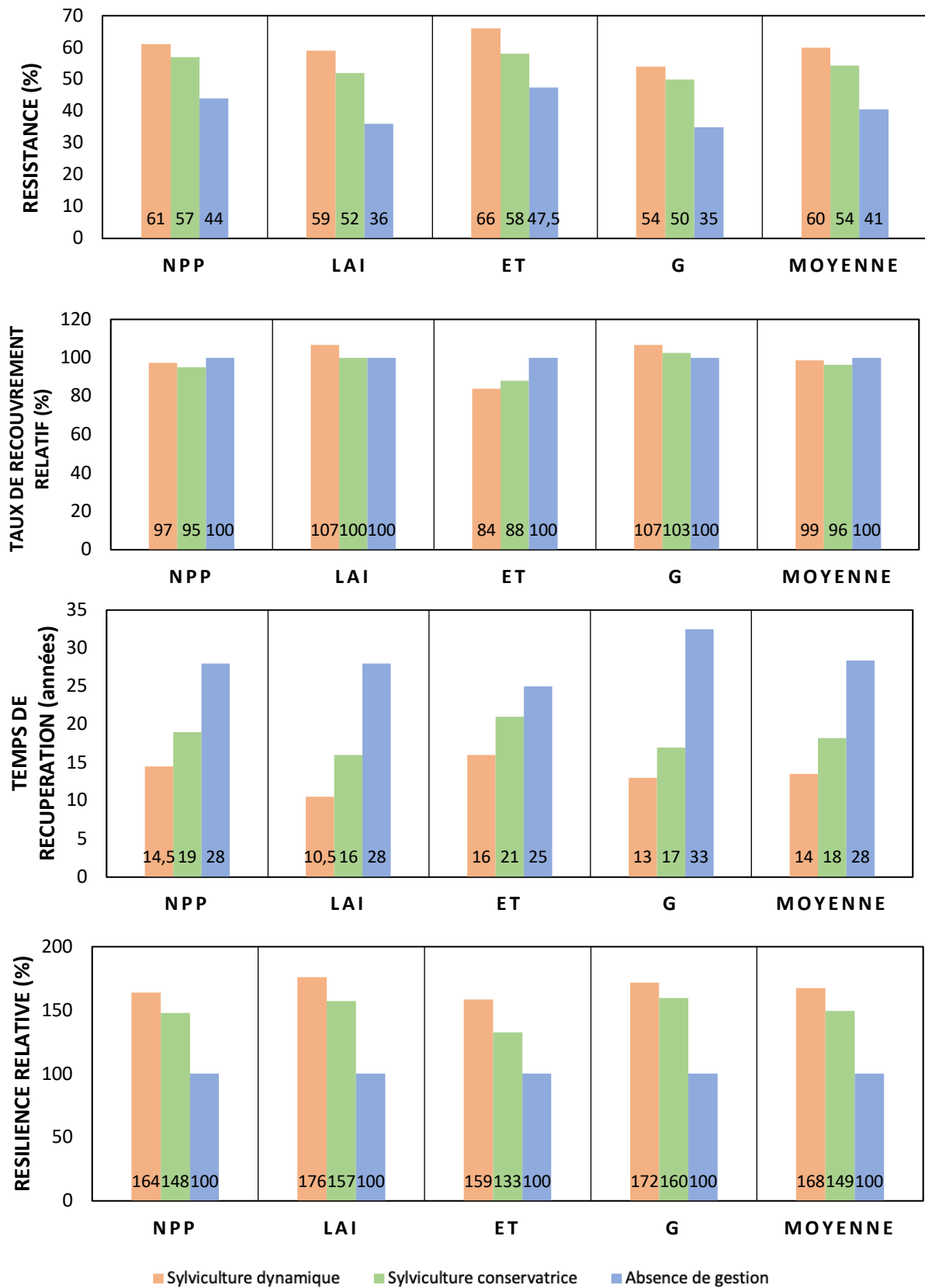


Figure 47 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables

Concernant l'indice de Simpson, la perturbation dans le peuplement en l'absence de gestion induit une augmentation instantanée de la diversité. Les autres peuplements restent à un niveau presque identique par rapport à la situation avant perturbation. On peut constater que le niveau de diversité était déjà élevé dans les peuplements gérés grâce aux éclaircies (graphes en annexe 8). Cela explique l'augmentation de diversité limitée en comparaison avec l'absence de gestion.

Tous les peuplements ont tendance à revenir vers un état moins diversifié durant la période de récupération. Moins le peuplement est géré, plus vite il a tendance à perdre de la diversité. Cela peut s'expliquer par le fait que les essences principales (hêtres et érables) reprennent le dessus par rapport aux essences secondaires.

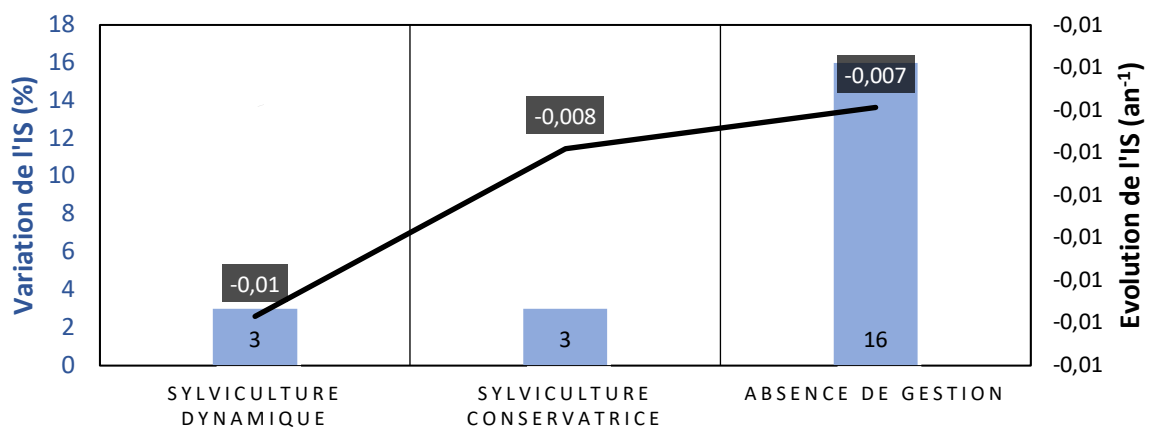


Figure 48: Variation instantanée et évolution de l'indice de Simpson pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables

4.6. Peuplement irrégulier de hêtres/frênes

Le Tableau 19 montre les caractéristiques du peuplement durant la période d'intervention (2021-2045), ainsi que les caractéristiques des éclaircies. Pour la sylviculture plus dynamique, l'intensité de prélèvement en surface terrière à chaque rotation est de l'ordre de 12 et 22%. Pour la sylviculture plus conservatrice, cette intensité est de l'ordre de 13 et 14%. Toutes les éclaircies réalisées sont par le haut et donc le rapport $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ est nettement supérieur à 1 dû au fait qu'on prélève des arbres de grosses dimensions.

L'accroissement en surface terrière augmente au fil du temps. Les cohortes de régénération en sont certainement la cause puisque cet accroissement les prend en compte (la Figure 52 montre ces cohortes). L'accroissement en volume est plus élevé que pour le peuplement de hêtres/érables. La mortalité dans ce peuplement est beaucoup plus basse, quasiment nulle. Cet accroissement en volume diminue au fil du temps. C'est plausible puisqu'il ne prend pas en compte les cohortes de régénération, il n'y a pas de passage à la futaie durant cette période et on coupe des arbres qui contribuaient à cet accroissement.

Tableau 19 : Caractéristiques du peuplement irrégulier de hêtres/frênes avant éclaircies et caractéristiques des coupes réalisées pour chaque traitement et quantification des accroissements courants en volume et en surface terrière²⁰

Sylviculture dynamique		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	$C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$	ACV	ACG
2028	35,3	278	22,9	102	402	13	4,9	221	101	21	119	Haut	2,17	11,8	0,51
2036	35,6	258	22,8	102	390	10	4,6	219	75	18	96	Haut	2,14	11,1	0,60
2044	36,4	289	23,2	96	400	6	4,6	234	56	18	92	Haut	2,43	10,6	0,63
Sylviculture conservatrice		Avant éclaircie				Éclaircie				Intensité et nature de la coupe				Accroissement	
Année	Hdom	N	G	C _{avant}	V	N	G	C _{éclaircis}	V	Intensité en G	P/A	Type d'éclaircie	$C_{130\text{éclaircis}}/C_{130\text{avant}}$	ACV	ACG
2028	35,3	278	22,9	102	402	8	2,9	227	64	13	70	Haut	2,23	11,8	0,52
2036	35,3	264	24,9	106	432	8	3,0	222	67	12	61	Haut	2,09	11,7	0,61
2044	37,0	283	27,1	103	457	7	3,4	240	72	12	65	Haut	2,32	11,5	0,65

²⁰ Symbole et unités : Hdom= hauteur dominante (m), N=nombre de tiges (nombre/ha), G=surface terrière (m²/ha), C=circonférence (cm), V=volume (m³/ha), IG=intensité prélevée en termes de surface terrière= $G_{\text{éclaircie}}/G_{\text{avant}}*100$ (%), P/A=Prélèvement en surface terrière par rapport à l'accroissement en surface terrière (%), $C_{\text{éclaircis}}/C_{\text{avant}}$ = rapport entre la circonférence moyenne des arbres enlevés en éclaircie et la circonférence moyenne du peuplement avant éclaircie (-), ACV= accroissement courant en volume (m³/ha.an) et ACG= accroissement courant en surface terrière (m²/ha.an)

Le Tableau 20 met en évidence l'effet de la tempête sur le peuplement irrégulier de hêtres/frênes. Lorsque l'intensité de gestion diminue, les dégâts en volume et en surface terrière augmentent (V et G affectés par la tempête). Lorsqu'on regarde l'intensité des dégâts (IG), la non-gestion reste le traitement le plus affecté par la tempête. Cependant, la sylviculture dynamique est un peu plus affectée par rapport à la sylviculture conservatrice. Cela peut s'expliquer par le fait que la gestion à forte intensité possède moins de matériel sur pied et qu'une plus grande proportion d'arbres sont affectés par la tempête.

Tableau 20: Effet de la tempête (2045) pour les différents modes de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes

	Avant tempête					Tempête					Intensité de la tempête	
	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	Hdom (m)	N (nombre /ha)	C (cm)	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)	IG (%)	C _{tempête} /C _{avant}
Sylviculture dynamique	35,7	299	90	19,8	355	29	119	97	11,7	295	59	1,08
Sylviculture conservatrice	36,2	287	97	24,5	397	30	119	108	8,1	326	66,9	1,11
Absence de gestion	39,0	268	122	34	632	33	140	129	25,8	537	75,9	1,06

On peut voir sur les Figures 48 et 49 les distributions en 2045 et en 2069. Le peuplement non géré est fortement affecté par la tempête et sa régénération en fin de période de récupération est moins importante que pour les peuplements gérés. Le matériel sur pied est plus important pour la sylviculture conservatrice et donc semble plus affecté par la tempête. La régénération semble assez semblable entre les deux modalités de gestion.

C'est toujours le chablis qui est majoritaire dans les dégâts de la tempête.

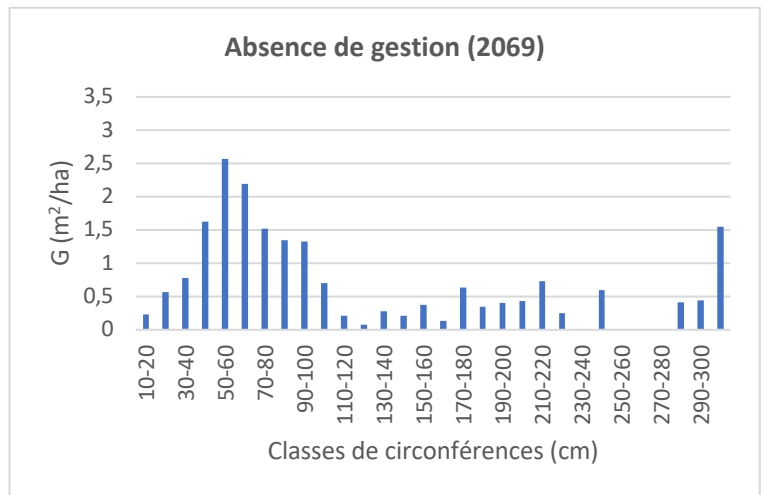
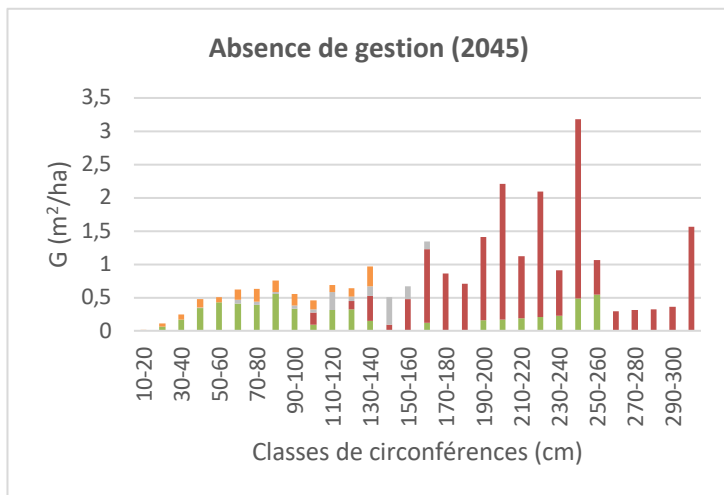
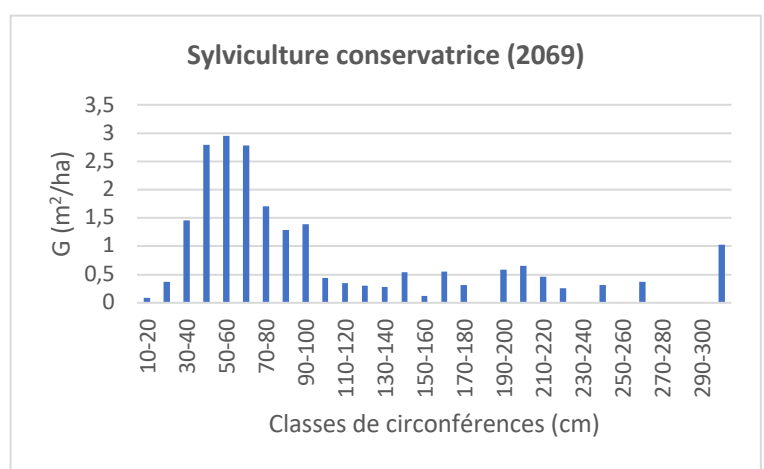
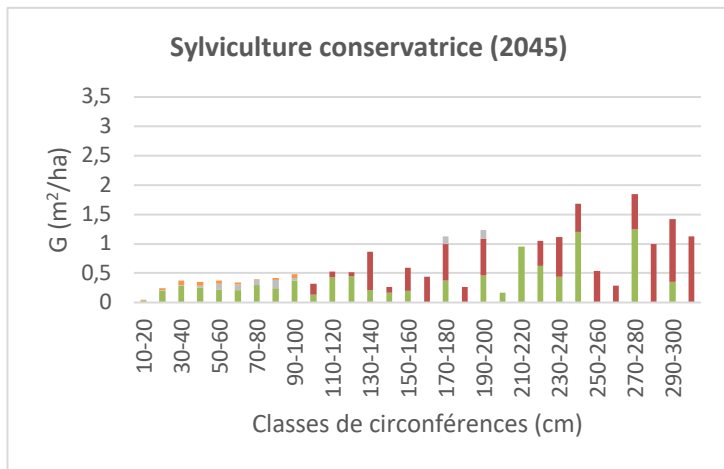
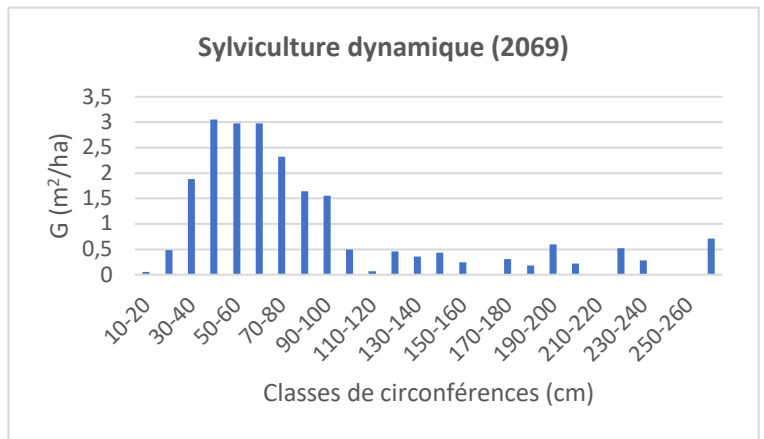
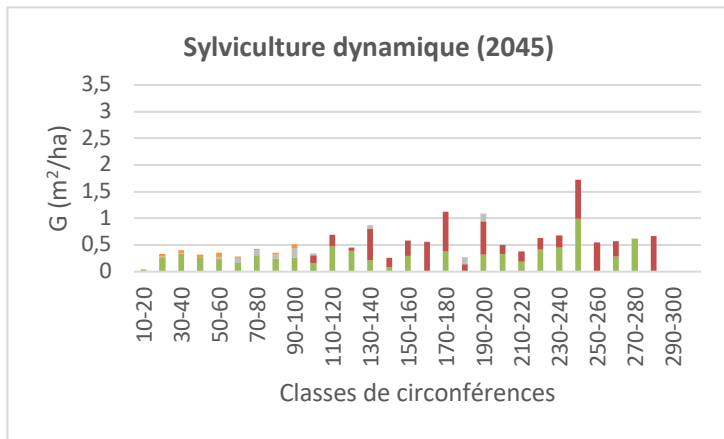


Figure 50: Répartition de la surface terrière des arbres sur pied et endommagés par la tempête (chablis, bris, impactés par la chute d'autres arbres) par classe de circonférences pour chaque type de sylviculture

Figure 49: Distribution de la surface terrière par classe de circonférences pour les différents traitements du peuplement irrégulier de hêtres/frênes

■ Abres sur pied ■ Chablis ■ Bris ■ Impactés

Le Tableau 21 illustre le passage à la futaie durant la période de récupération. La non-gestion possède un passage à la futaie plus faible que les traitements sylvicoles. Les deux modes de gestion sont assez équivalents en termes de passage à la futaie. Cela peut s'expliquer par le fait que les deux peuplements ont été ouverts avant la tempête et que de la régénération a pu s'y développer au préalable.

Tableau 21 : Arbres passés à la futaie durant la période de récupération (2045-2069) pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes : caractéristiques en fin de période (2069)²¹

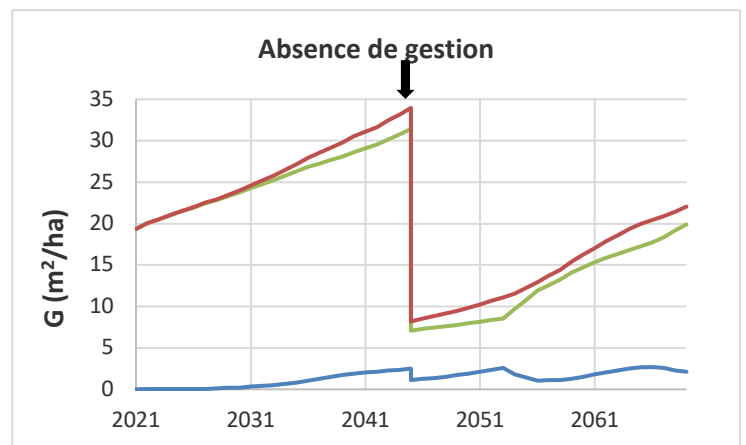
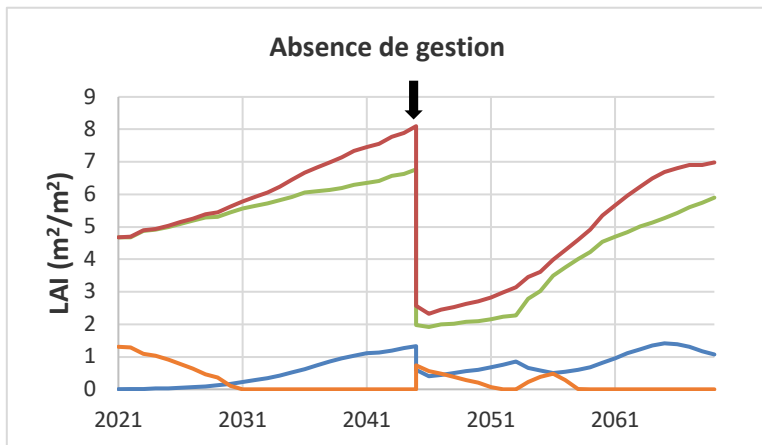
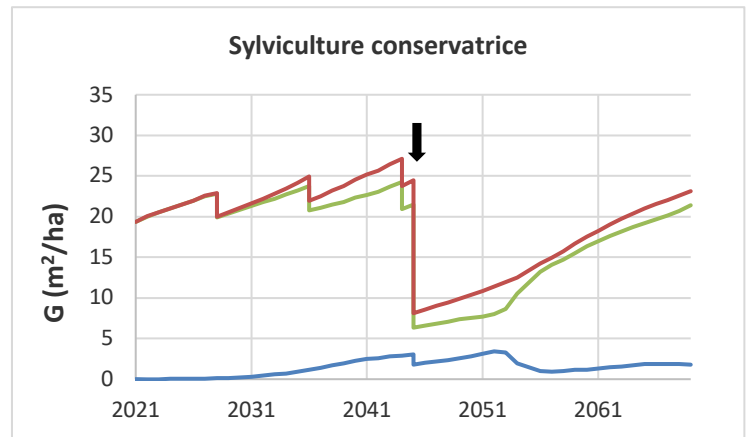
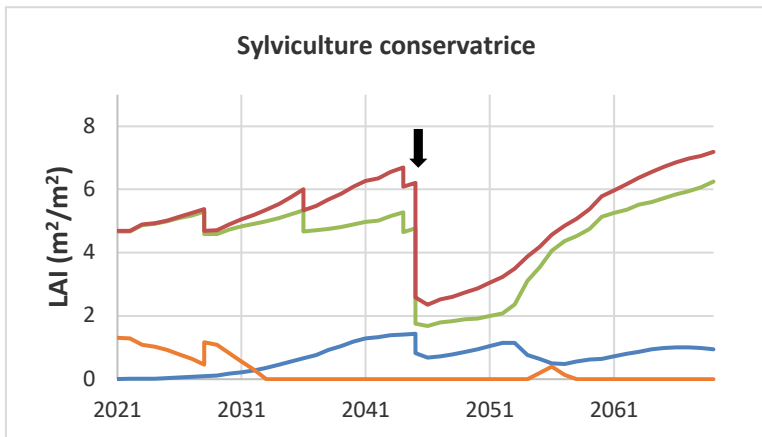
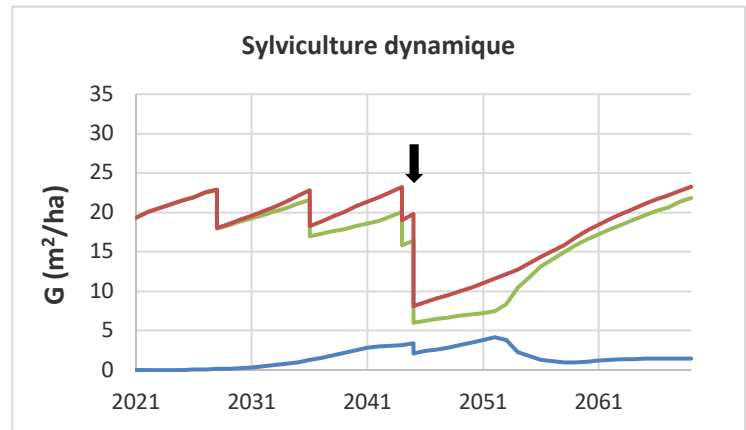
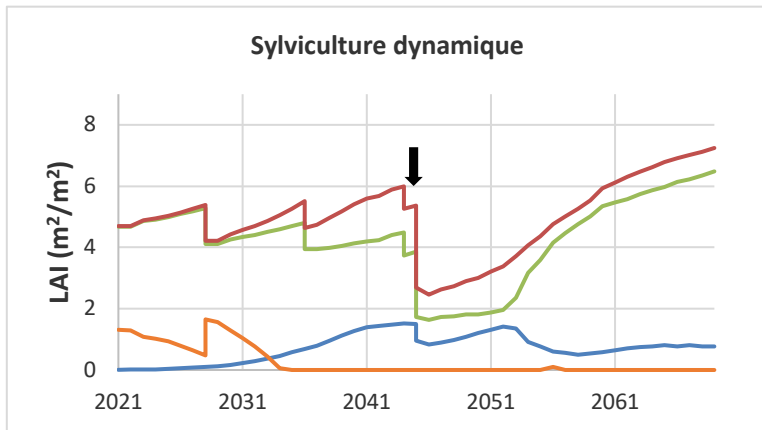
	Passage à la futaie durant la période de récupération				
	Hmoy (m)	N (nombre/ha.an)	C (cm)	G (m ² /ha)	G _{PF} (%)
Sylviculture dynamique	16,2	19	49,4	9,9	42,4
Sylviculture conservatrice	16,2	19	48,6	9,5	41,1
Absence de gestion	15,1	18	45,0	8,5	38,6

Les Figures 50 et 51 donnent l'évolution du LAI et de la surface terrière à l'hectare au fil du temps pour les différents modes de gestion. Les deux intensités de traitement semblent assez similaires, mais avec une chute plus importante de l'indicateur pour la gestion à faible intensité au moment de la tempête. L'absence de gestion subit les dégâts les plus importants dus au fait qu'aucune opération n'a été réalisée et donc que le matériel sur pied s'est accumulé durant la période de gestion.

Sur la Figure 52, les résultats pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes montrent les mêmes tendances que pour le peuplement irrégulier de hêtres/érables : plus l'intensité des éclaircies est forte, plus la résilience augmente. La résistance est plus faible pour la non-gestion et le temps de récupération est plus long par rapport aux deux autres modalités de gestion.

En annexe 11, les indicateurs de résilience ont été calculés sur base du LAI=6. Les trois scénarios sont plus proches. La gestion dynamique reste la plus résiliente. La gestion conservatrice et l'absence de gestion sont quasiment équivalentes. La gestion conservatrice est moins résistante. L'absence de gestion récupère moins vite.

²¹ Hmoy= hauteur moyenne des arbres passés à la futaie (m), N= nombre d'arbres qui passent à la futaie par an (nombre/ha.an), C= circonférence moyenne des arbres passés à la futaie, G= surface terrière des arbres passés à la futaie, G_{PF}= rapport entre la surface terrière passée à la futaie durant la période de récupération et la surface terrière du peuplement en fin de période de récupération (%)



— Arbres — Régénération — Végétation accompagnatrice — Total ligneux

— Arbres — Régénération — Total

↓ Année de perturbation

Figure 51 : Évolution de l'indice foliaire (LAI en m^2/m^2) des principales composantes de la végétation selon différents scénarios de gestion au cours du temps.

Figure 52: Évolution de surface terrière de la régénération et des arbres adultes pour les différents scénarios sylvicoles au cours temps

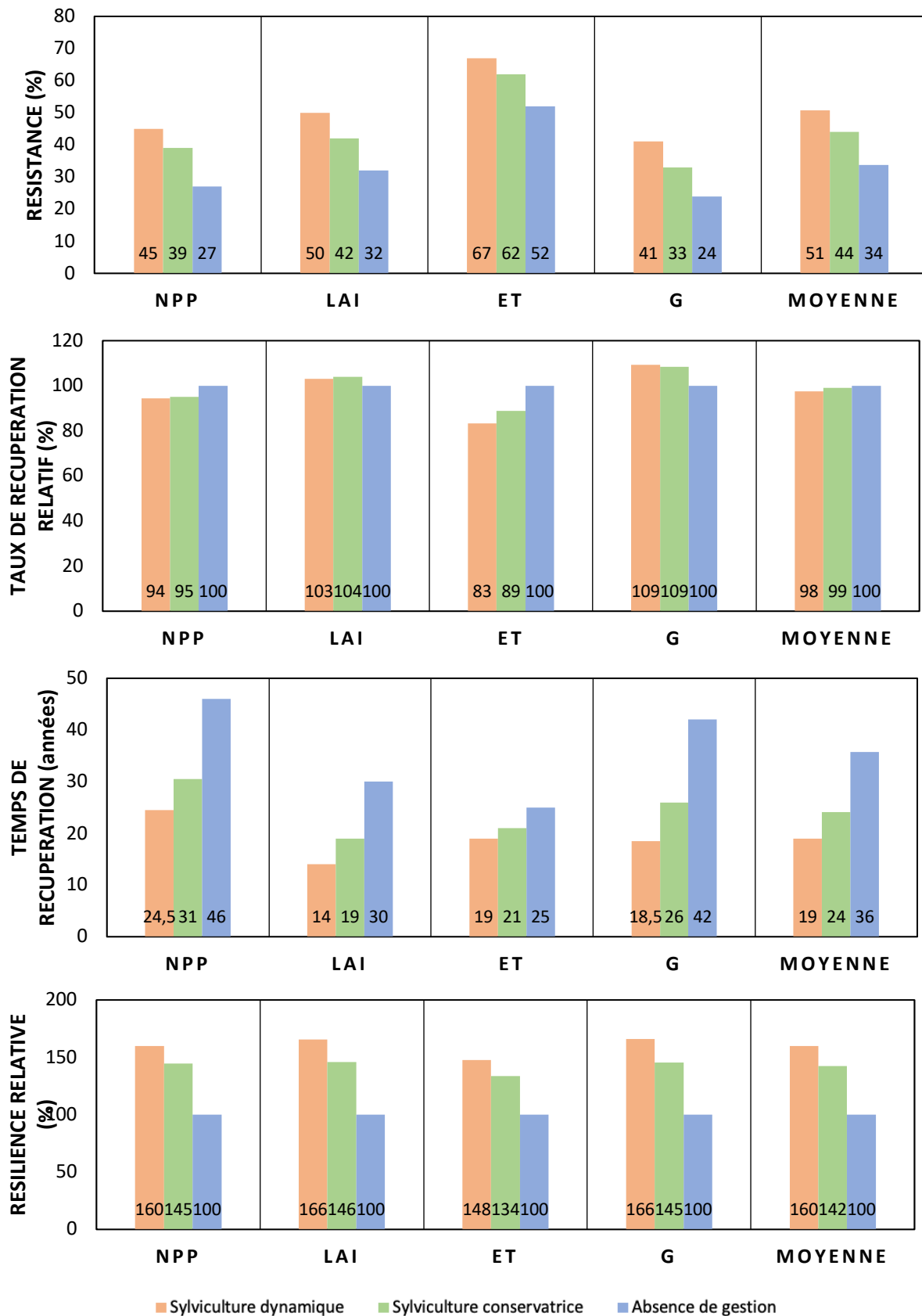


Figure 53 : Comparaison de la résistance, du taux de récupération relatif, du temps de récupération et de la résilience relative des différents scénarios de gestion pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes.

L'indice de Simpson permet de montrer que la perturbation induit une perte de diversité instantanée dans tous les traitements sylvicoles avec la tempête. Cela se marque avec une plus grande importance lorsque la gestion s'intensifie. Le niveau de diversité est assez semblable avant la tempête mais à tendance à fort chuté pour la sylviculture dynamique. Cela peut s'expliquer par le fait que le mélange restant est plus diversifié dans le cas de la non-gestion due au fait qu'aucune intervention n'a été réalisée. En effet, en sylviculture dynamique, le peuplement a été ouvert. Des hêtres et des frênes ont principalement été coupés. Les arbres affectés par la tempête sont plus diversifiés : hêtres, frênes, chênes et érables, ce qui fait diminuer la diversité.

Les peuplements gérés ont tendance à revenir vers un état plus diversifié après la perturbation. Plus le peuplement est géré, plus vite il a tendance à gagner de la diversité, car l'indice de Simpson était fortement descendu avec la tempête.

L'évolution de l'indice de Simpson peut être visualisée en Annexe 9.

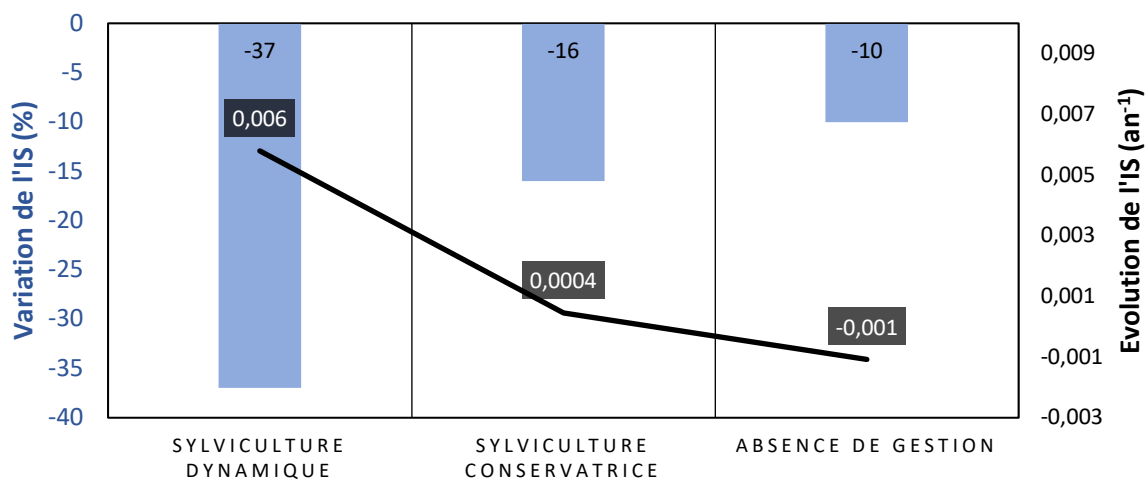


Figure 54: Variation instantanée et évolution pendant la période de récupération de l'indice de Simpson pour le peuplement irrégulier de hêtres/frênes

6. Discussion générale et perspectives

Avec le modèle Heterofor, on a souhaité évaluer la résilience des peuplements forestiers mesurés au Bois de Lauzelle à Louvain-la-Neuve face à une même tempête.

5.1. La gestion forestière dans le cadre de la résilience face aux tempêtes

5.1.1. Les futaies régulières (ou proches de la régularité) sont-elles plus stables que les futaies irrégulières ?

Les résultats de résilience initiale ont montré que la composition spécifique des peuplements influençait la résilience. En effet, on pourrait penser que les peuplements réguliers ont une résilience moindre par rapport aux peuplements irréguliers. Cependant, on a vu que le chêne a une résilience supérieure aux peuplements irréguliers. Cela peut s'expliquer par le fait que les peuplements irréguliers ne sont pas composés de chênes, mais principalement de hêtres qui sont très sensibles aux tempêtes comme on a pu le voir avec le peuplement régulier de hêtres. Le chêne est de manière générale moins sensible aux tempêtes par rapport au hêtre grâce à ces caractéristiques intrinsèques (Colin et al., 2007; Nageleisen et al., 2010). Ceci peut varier selon les conditions stationnelles et du stade de développement du peuplement. Dans notre cas, cela peut s'expliquer par la différence de hauteur entre les deux peuplements ; celle-ci est plus importante pour le hêtre. La hauteur des arbres est un des facteurs clés dans la sensibilité aux tempêtes et dans le module tempête d'Heterofor.

Si l'on compare les hêtres réguliers et les hêtres irréguliers, l'irrégularité est plus résiliente. Les hauteurs sont assez similaires, mais la résistance du peuplement mélangé est plus grande. Cela peut s'expliquer par le fait que la structure irrégulière va influencer la vitesse du vent à l'intérieur du peuplement grâce aux petites et moyennes tiges (Biro et al., 2000). L'irrégularité possède également un passage à la futaie plus important (Tableau 7), ce qui améliore sa capacité de récupération. Cependant, ces peuplements ne sont pas seulement irréguliers, mais aussi mélangés (hêtres/érables et hêtres/frênes). Le mélange ne fait pas l'unanimité sur la résistance aux tempêtes puisque cela dépend des essences qui sont mélangées (Sevrin et al., 2000). Par exemple, si l'on avait un mélange chênes-hêtres de la même hauteur que les peuplements monospécifiques, ce mélange serait peut-être plus résistant que le peuplement de hêtres seul, mais moins résistant que le peuplement de chênes seul. Les peuplements mélangés sont en général moins à risque face à toute une série de stress et de perturbations, mais dans le cas des tempêtes, il faut analyser le mélange qui est fait pour tirer des conclusions. Les forêts mélangées ne sont pas toujours les plus résistantes.

5.1.2. La modification du traitement sylvicole (régulier vers irrégulier) a-t-elle un impact ?

Les résultats des peuplements réguliers (pins, chênes et hêtres) ont montré que la conversion vers un traitement irrégulier est plus favorable. Celui-ci enlève les plus gros arbres, qui sont ceux avec une hauteur importante. La hauteur étant l'un des facteurs les plus importants pour faire face aux tempêtes, si l'on enlève les arbres les plus hauts, on réduit la sensibilité du peuplement. D'autres études ont démontré que les peuplements irréguliers avaient une meilleure résistance face aux tempêtes par rapport aux peuplements réguliers (Colin et al., 2007; Gardiner et al., 2021).

Le traitement irrégulier semble une piste d'adaptation de gestion pertinente pour ces peuplements forestiers dans le cadre du changement climatique.

5.1.3. L'intensité des coupes d'éclaircies affecte-t-elle la stabilité ?

Pour les peuplements irréguliers, on a vu que plus l'intensité des coupes était importante, plus le peuplement était résilient. Les arbres plus sensibles aux tempêtes sont enlevés grâce aux coupes, ce qui réduit la sensibilité et donc augmente la résistance face aux tempêtes. D'autre part, plus on coupe, plus on laisse de la place et des ressources pour la régénération. Le passage à la futaie est plus important en sylviculture dynamique et donc la capacité de récupération est plus importante.

L'absence de gestion semble moins résiliente de manière générale pour tous les peuplements. Il faut nuancer cette affirmation puisque la non-gestion va favoriser l'accumulation de matériel sur pied. Plus d'arbres peuvent tomber et le peuplement aura une résistance moins élevée. Cela peut s'expliquer aussi par le fait que l'absence de gestion défavorise l'arrivée de lumière au sol et donc la régénération. Le temps de récupération est donc, en général, plus élevé du fait qu'il y a moins de régénération. En effet, celle-ci est une composante essentielle de la résilience puisqu'elle détermine l'avenir du peuplement. Il serait intéressant de tester cette non-gestion sur un temps plus long pour voir si des processus d'auto-régulation se mettent en place et si les peuplements arrivent à se régénérer. On peut, pour l'instant, affirmer que la non-gestion n'est pas une solution à court terme pour augmenter la résilience face aux perturbations. En effet, les forêts mesurées ont été façonnées par l'homme et s'écartent des forêts qui se sont développées sans l'intervention de l'homme (Jandl et al., 2019). Laisser ces forêts sans intervention est risqué vu les conditions climatiques futures.

5.2. Le choix des indicateurs

Différents indicateurs ont été sélectionnés pour évaluer la résilience. Ce choix peut être discuté, car la plupart des indicateurs ne sont pas ceux que l'on retrouve habituellement dans la littérature. Le modèle Heterofor permet d'avoir accès à certaines données qui ne sont pas facilement mesurables sur le terrain. Le LAI, NPP, ET et G sont la plupart du temps cohérents entre les différents scénarios et semblent être de bons indicateurs pour évaluer la résilience décrivant le fonctionnement de la forêt.

Il a été décidé que LAI et G soit mis en évidence dans le corps du texte, car ces deux indicateurs semblaient pertinents pour représenter l'évolution temporelle de la forêt.

L'indice foliaire combine le NPP et l'ET puisque c'est le lieu d'échange de l'eau et du CO₂ pour la photosynthèse. Le LAI possède 3 composantes : les arbres, la régénération, mais aussi la végétation accompagnatrice. Cela peut être intéressant pour comprendre pourquoi dans certains cas il n'y a pas de régénération. La végétation accompagnatrice peut être un frein à la résilience, car elle diminue la capacité de récupération des peuplements. Cependant, pour l'instant, cette végétation accompagnatrice a un effet plutôt technique (lorsque le LAI est en dessous de 6, la végétation accompagnatrice apparaît en compensant ce manque de LAI). Cela reflète quand même la réalité puisque cette végétation a tendance à se développer dès que le peuplement est un peu trop ouvert. Récemment, une nouvelle fonctionnalité a été ajoutée qui permet de faire un dégagement de cette végétation.

La surface terrière représente la densité du peuplement et est surtout une valeur de référence en foresterie. Elle est intéressante, car la littérature l'utilise pour le calcul de la résilience (Nikinmaa et al., 2020). Cependant, dans le modèle Heterofor, elle dépend fortement des paramètres choisis et notamment pour le ratio NPP/GPP. Cela a parfois posé problème et notamment dans le cas des chênes et des pins où leur croissance en surface terrière était faussée par la croissance trop importante des individus de grandes dimensions.

Selon moi, ces deux indicateurs sont assez redondants et un seul des deux aurait pu être choisi. J'aurais plus eu tendance à choisir le LAI qui possède plus d'informations et est moins dépendant du paramétrage du ratio NPP/GPP.

Le NPP et ET ont été mis en annexe car l'évolution temporelle était plus difficilement visible en raison de la variabilité saisonnière importante. Par exemple, dans le cas du chêne, on ne voit presque pas cette chute de l'indicateur occasionnée par la tempête, comme on la voit avec le G ou le LAI. Cependant, ces indicateurs sont intéressants pour le calcul de la résilience, car ils représentent le cycle de l'eau et du carbone. Pour diminuer cette variabilité, une moyenne sur

5 ans aurait pu être réalisée pour avoir des courbes plus lisses et peut-être mieux visualiser la chute de l'indicateur.

L'indice de Simpson, quant à lui, est un indicateur intéressant pour voir comment évolue la diversité dans le peuplement. Cependant, dans le cas de la résilience, il n'est pas très adéquat, car il dépend fortement des coupes réalisées et le retour vers un état initial n'est pas toujours très pertinent, car la plupart du temps, les perturbations améliorent la diversité du peuplement forestier. C'est pour ces raisons que cet indicateur a été traité à part.

D'autres indicateurs auraient pu être choisis. Par exemple, le modèle possède également tout une série d'indicateurs économiques (valeur marchande, annuité, taux interne de rentabilité...) qui permette de calculer la rentabilité du peuplement. Ces indicateurs auraient pu être intéressants pour analyser si certains modes de gestion sont plus intéressants économiquement, mais aussi pour discuter de l'impact économique de la tempête.

5.3. Choix réalisés et limites de l'approche

Trois types de scénarios ont été réalisés pour chaque peuplement. Les peuplements réguliers ont eu un traitement régulier, irrégulier et une absence de gestion. Les peuplements irréguliers ont eu 2 types d'intensités et un scénario sans gestion. D'autres types de scénarios de gestion auraient pu être envisagés. Pour les peuplements réguliers, il aurait été intéressant d'ajouter un scénario de coupes progressives, en plus du scénario régulier qui a été effectué. Cela aurait permis d'exploiter l'ensemble du peuplement en 4 coupes pour permettre une régénération régulière. Cela aurait été particulièrement intéressant pour le peuplement de pins dont la régénération ne se développe pas à cause de son besoin élevé en lumière. Cela aurait également été intéressant pour les chênes dont les arbres de plus grosses dimensions sont hors du domaine de calibration du modèle et qui dans la réalité auraient été coupés dans ce type de traitement.

Les simulations ont été réalisées jusqu'en 2045 pour la conduite des peuplements sous un certain mode de gestion. Ensuite, la perturbation a été réalisée en 2045 et la résilience s'est observée sur une période de 24 ans, soit trois rotations. Des simulations plus longues auraient pu être réalisées pour que les peuplements puissent plus se différencier en fonction de la modalité de gestion (notamment gestion irrégulière et régulière). Cependant, en raison du stade avancé des peuplements de chênes et de hêtres, les simulations ne pouvaient pas se faire sur une période plus longue. En effet, si on avait pris 50 ans de gestion par exemple, ces peuplements seraient complètement régénérés et ne seraient donc presque pas affectés par la tempête. Une autre option aurait été de garder les peuplements plus longtemps sur pied, mais étant déjà en dehors des normes, cela ne semblait pas réaliste. De plus, le modèle Heterofor n'est pas encore très bien calibré pour les arbres de très grosse dimension. Un choix a donc été

réalisé pour permettre de mettre en évidence le mieux possible l'effet des tempêtes sur ces peuplements. Il aurait été possible de choisir des peuplements plus jeunes pour avoir des simulations plus longues et mieux différencier les traitements. Cependant, ces peuplements auraient été difficiles à irrégulariser à cause de leur jeune âge. C'est une option qui, néanmoins, pourrait être étudiée dans le cadre d'un prochain mémoire pour comparer les résultats.

Le choix du scénario climatique peut également être discuté. Dans le cadre des changements climatiques, il est important de prendre en compte le changement dans les données météorologiques. Le scénario RCP4.5 a été sélectionné. Celui-ci prévoit une augmentation de température d'environ 2,2°C en 2100. Un scénario plus optimiste (RCP 2.6) ou plus pessimiste (RCP 8.5) aurait pu être utilisé. Un scénario climatique moyen semblait un bon compromis. Le fait d'avoir travaillé sur une période relativement courte est intéressant d'un point de vue du climat, car les données sont plus réalistes que sur de très longues périodes (jusque 2100 par exemple). Cependant, évaluer des modes de gestion sous différents scénarios climatiques aurait été intéressant pour analyser les conséquences de ceux-ci sur le mode de gestion.

La modélisation est un outil intéressant, car les expérimentations en forêt sont longues, sur un nombre de facteurs restreints et dans des conditions stationnelles spécifiques. La modélisation permet de réaliser de nombreuses simulations, dans un temps limité, sur un grand nombre de facteurs et dans de nombreuses conditions stationnelles. Le modèle Heterofor est intéressant puisqu'il combine une approche spatiale et fonctionnelle complexe. Cependant, la modélisation a des limites comme on a pu le voir dans le cas du chêne et du pin. Le paramétrage des essences est difficile et très sensible. Cela peut mener à fausser les résultats mais l'avantage est qu'une amélioration est possible. En effet, pour l'emballement de la croissance des arbres de grosses dimensions, un mémoire est réalisé cette année dans le but d'améliorer cette anomalie. De plus, une série de mesures pourrait être réalisée pour améliorer le processus de mortalité en fin de vie. Les modèles ne savent pas prendre en compte de façon très détaillée tous les processus de la forêt, car il faut faire un compromis entre cette précision et le temps de calcul du modèle. Cependant, on a pu voir avec le hêtre et grâce à l'outil d'évaluation que le modèle reproduisait bien sa croissance, ce qui est encourageant. Le modèle Heterofor est en amélioration continue et va pouvoir représenter de mieux en mieux au fil du temps le fonctionnement de la forêt.

Enfin, toutes ces simulations prennent en compte uniquement le cas des tempêtes, mais n'intègrent pas les autres menaces et incertitudes grandissantes. La résilience des forêts pourrait donc varier si l'on prenait en compte ces autres stress. L'intégration d'autres modules (sécheresses, ravageurs, etc.) pourrait être intéressante dans le futur.

6. Conclusion

L'étude de la résilience s'avère pertinente pour adapter les peuplements aux changements climatiques afin qu'ils puissent continuer à produire leurs biens et services. L'approche de la modélisation basée sur cinq cas d'études a permis d'évaluer la résilience face à une perturbation (tempêtes) dans des peuplements de composition et structure différentes. La résilience a été quantifiée à l'aide de différents indicateurs (évapotranspiration, production primaire nette, surface terrière, indice foliaire et indice de Simpson) qui prennent en compte le fonctionnement de la forêt et sa diversité. Le modèle Heterofor a permis de réaliser différents scénarios de gestion pour permettre d'évaluer les plus pertinents dans les années futures.

Les résultats ont montré que la résilience dépendait de la composition et de la structure des peuplements. Ainsi, certaines essences ont une stabilité intrinsèque plus grande que d'autres (exemple : chêne par rapport au hêtre). La gestion irrégulière est souvent la meilleure option d'un point de vue de la résilience. La mixité peut permettre, dans certains cas, d'augmenter la résilience. En effet, le hêtre est particulièrement sensible aux tempêtes et en mélangeant le hêtre avec de l'érable et/ou du frêne, la résistance et le taux de récupération augmentent. Les résultats ont pu également démontrer que la non-gestion n'était pas une bonne option sur la période de simulation réalisée, car dans la plupart des cas, la résistance et le taux de récupération diminuent considérablement.

L'intégration du module tempête dans le modèle Heterofor a permis de prendre en compte le cas des tempêtes (dont l'intensité et la fréquence pourraient augmenter dans les années futures). Ce mémoire aura permis de mieux étudier l'impact de ces tempêtes sur différents types de peuplements grâce à la modélisation. Il a également mis en évidence l'impact du mode de gestion sur la résilience des peuplements face à ces perturbations. Cependant, la modélisation possède certaines limites dont il faut prendre en compte.

Le modèle Heterofor pourrait, à l'avenir, intégrer d'autres modules pour prendre en compte d'autres perturbations naturelles comme le cas de sécheresses ou d'attaques de ravageurs, qui pourraient également augmenter en termes de fréquence et d'intensité. Cela permettrait d'analyser la résilience des peuplements face à ces perturbations. Il est difficile de représenter parfaitement le fonctionnement de la forêt, mais la modélisation est un outil pertinent qui donne des tendances d'évolution de la forêt et qui permet de proposer des pistes de gestion intéressantes pour faire face aux changements climatiques.

Bibliographie

- Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecomte, H. (2015). INVENTAIRE FORESTIER WALLON- RÉSULTATS 1994 – 2012. *SPW Editions, Département de la Nature et des Forêts – Direction des Ressources forestières* (Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie), 246 pages.
- Alongo, S., & Kombele, F. (2009). Évolution de la densité apparente et du rapport C/N du sol sous les variétés exotiques et locales de manioc dans des conditions naturelles de Kisangani (R.D. Congo). *Annales de l'Institut Facultaires des sciences agronomiques de Yangambi, spécial (1)*(hal-00877116), pp.197-214.
- Ancelin, P., Courbaud, B., & Fourcaud, T. (2004). Development of an individual tree-based mechanical model to predict wind damage within forest stands. *Forest Ecology and Management*, 203(1-3), pp. 101-121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.067>
- André, F., de Wergifosse, L., de Coligny, F., Beudez, N., Ligot, G., Gauthray-Guyénet, V., Courbaud, B., & Jonard, M. (2021). Radiative transfer modeling in structurally complex stands : Towards a better understanding of parametrization. *Annals of Forest Science*, 78(4), 92 pages. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01106-8>
- Aquilué, N., Filotas, É., Craven, D., Fortin, M.-J., Brotons, L., & Messier, C. (2020). Evaluating forest resilience to global threats using functional response traits and network properties. *Ecological Applications*. <https://doi.org/10.1002/eap.2095>
- Aussenac, G. (1970). Aperçu du rôle de la forêt dans l'économie de l'eau. *Revue forestière française*, pages 603-618. <https://doi.org/10.4267/2042/20406>
- Baek, H.-J., Lee, J., Lee, H.-S., Hyun, Y.-K., Cho, C., Kwon, W.-T., Marzin, C., Gan, S.-Y., Kim, M.-J., Choi, D.-H., Lee, J., Lee, J., Boo, K.-O., Kang, H.-S., & Byun, Y.-H. (2013). Climate change in the 21st century simulated by HadGEM2-AO under representative concentration pathways. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, pages 603-618. <https://doi.org/10.1007/s13143-013-0053-7>
- Bainville, S., Bertzky, M., Bigombe Logo, P., Billand, A., Boucher, J.-F., Charrouf, Z., Cissé, M., Defo, L., Deschênes, P., Ducourtieux, O., Dufumier, M., Feintrenie, L., Garcia, C. A., Guillitte, O., Huybens, N., Karsenty, A., Koné, I., Kouadio, A. S., Lescuyer, G., De Wasseige, C. (2012). *Forêts et humains : Une communauté de destins. Pièges et opportunités de l'économie verte pour le développement durable et l'éradication de la pauvreté : document de synthèse* (Afrique). IEPF. <https://agritrop.cirad.fr/565999/>
- Bastien, Y., Aussenac, G., & Frochot, H. (2000). Les changements climatiques : conséquences pour la sylviculture. *Revue forestière française*, pages 129-138. <https://doi.org/10.4267/2042/5398>
- Baudry, O. (2015). *Bois de Lauzelle- Plan d'aménagement 2015-2035*. 168p.
- Bays, E., Lambinet, M., & Colson, V. (2021). *PanoraBois- Wallonie- Edition 2021*. Office Wallon du bois. https://www.oewb.be/sites/default/files/media-documents/OEWB-PanoraBois_2021_0.pdf

- Benomar, L., Elferjani, R., Hamilton, J., O'Neill, G. A., Echchakoui, S., Bergeron, Y., & Lamara, M. (2022). Bibliometric Analysis of the Structure and Evolution of Research on Assisted Migration. *Current Forestry Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00165-y>
- Bhaskar, R., Arreola, F., Mora, F., Martinez-Yrizar, A., Martinez-Ramos, M., & Balvanera, P. (2018). Response diversity and resilience to extreme events in tropical dry secondary forests. *Forest Ecology and Management*, 426, pages 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.028>
- Biot, N. (2020). *Comparaison de méthodes d'évaluation de la fourniture du service écosystémique de la stabilité structurale sur des sols limoneux et limono-sableux en Belgique*. Faculté des bioingénieurs, Université catholique de Louvain. <http://hdl.handle.net/2078.1/thesis:25112>
- Biot, Y., Landmann, G., & Bonhême, I. (2009). *La forêt face aux tempêtes*. Editions Quae. https://books.google.be/books?id=s8jK_I5C2fsC&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Biot, Y., TERRASSON, D., Formery, T., & Roman-Amat, B. (2000). *Expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts, et sur leur reconstitution*. GIP ECOFOR.
- Bock, J., Vinkler, I., Duplat, P., Renaud, J.-P., Badeau, V., & Dupouet, J.-L. (2005). Stabilité au vent des hêtraies : Les enseignements de la tempête de 1999. *Revue Forestière Française*, 2, page 143. <https://doi.org/10.4267/2042/5032>
- Bolia, N., Bosanza, J., Mongeke, M., & Ngbolua, K. (2019). Études dendrométrique et floristique des forêts à Gilbertiodendron dewevrei d'une concession forestière en République Démocratique du Congo. *Rev. Mar. Sci. Agron. Vét*, 7(1), 110-117.
- Bréda, N. (2003). Ground-based measurements of leaf area index : A review of methods, instruments and current controversies. *Journal of Experimental Botany*, 54(392), 2403-2417. <https://doi.org/10.1093/jxb/erg263>
- Chevassus-Au-Louis, B., & Pirard, R. (2011). Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. *Revue forestière française*, 63(5), 579-599. <https://doi.org/10.4267/2042/46106>
- Claessens, H. (2016). *Quelques considérations pour adapter nos forêts aux changements climatiques*. Silva Belgica janvier-février. 10 pages. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/201747/1/Claessens_considerations%20changements%20climat_Silva%20Belgica%20janv%20f%20v16_Vulg2016.pdf
- Claessens, H., Perin, J., Latte, N., Lecomte, H., & Brostaux, Y. (2010). Une chênaie n'est pas l'autre : Analyse des contextes sylvicoles du chêne en forêt wallonne. *Forêt.Nature*, 108(sept-oct). <https://orbi.uliege.be/handle/2268/74712>
- Clark, D. A., Brown, S., Kicklighter, D. W., Chambers, J. Q., Thomlinson, J. R., & Ni, J. (2001). Measuring Net Primary Production in Forests : Concepts and Field Methods. *Ecological Applications*, 11(2), pages 356-370. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0356:MNPPIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0356:MNPPIF]2.0.CO;2)
- Colin, F., Brunet, Y., Vinkler, I., & Dhôte, J.-F. (2007). *Peuplements mélangés et tempêtes*. 16pages. https://www.researchgate.net/profile/Y-Brunet/publication/281597081_Peuplements_melanges_et_tempetes/links/5625fb0708aed3d3f1375791/Peuplements-melanges-et-tempetes.pdf

- Courbaud, B., de Coligny, F., & Cordonnier, T. (2003). Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope. *Agricultural and Forest Meteorology*, 116(1), 1-18. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00254-X](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00254-X)
- Destain, M.-F. (2014). *La compaction des sols agricoles en Wallonie*. SPW. <https://orbi.uliege.be/handle/2268/170422>
- de Wergifosse, L. (2021). Simulating Tree Growth Response to Climate Change in Structurally-complex Oak and Beech Stands Across Europe. *Uclouvain, Louvain-La-Neuve*, 188.
- de Wergifosse, L., André, F., Beudez, N., de Coligny, F., Goosse, H., Jonard, F., Ponette, Q., Titeux, H., Vincke, C., & Jonard, M. (2020). HETEROFOR 1.0 : A spatially explicit model for exploring the response of structurally complex forests to uncertain future conditions – Part 2: Phenology and water cycle. *Geoscientific Model Development*, 13(3). <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1459-2020>
- Drouineau, S. (2000). *Expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts et sur leur reconstitution*. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01203201/file/C41Biro.pdf>
- Drouineau, S., Laroussine, O., Biro, Y., Terrasson, D., Formery, T., & Roman-Amat, B. (2000). *Les dossiers de l'environnement de l'INRA* (INRA Editions). Editions Quae.
- Dubach, V., Bader, M., & Queloz, V. (2021, juillet 20). *Protection des forêts : Un regard sur le douglas* [Institut fédéral de recherches WSL]. Wald Wissen. <https://www.waldwissen.net/fr/economie-forestiere/gestion-des-degats/protection-des-forets-un-regard-sur-le-douglas>
- Ducci, F. (2017). Document d'orientation et recommandations. Les forêts marginales et périphériques : Une ressource génétique clé pour améliorer la résilience des forêts au changement climatique. *Forêt Méditerranéenne*, XXXVIII(1), 83-86.
- Dufour-Kowalski, S., Courbaud, B., Dreyfus, P., Meredieu, C., & de Coligny, F. (2012). Capsis : An open software framework and community for forest growth modelling. *Annals of Forest Science*, 69(2), 221-233. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0140-9>
- Duperat, M., Gardiner, B., & Ruel, J.-C. (2021). *Effet de l'hétérogénéité du peuplement sur les charges imposées par le vent*. Université de Laval. <https://corpus.ulaval.ca/jspui/handle/20.500.11794/69589>
- Duplat, P., Roman-Amat, B., Chollet, F., & Kiefer, E. (1996). Sylviculture du hêtre. *Bulletin technique*, n°31, pages 29-33.
- Dupont, S., Pivato, D., & Brunet, Y. (2015). Wind damage propagation in forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, pages 214-215, 243-251. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.07.010>
- Duvernoy, J. (2022). Panorama en Europe et en France des effets présents et à venir du changement climatique. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 106(2), 21-26.
- Farquhar, G. D., von Caemmerer, S., & Berry, J. A. (1980). A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta*, 149(1), pages 78-90. <https://doi.org/10.1007/BF00386231>
- Frisson, G., Monty, A., & Mahy, G. (2011). *L'adaptation au changement climatique en région wallonne : Fiche thématique*. ECORES-TEC, - Région wallonne – Etude adaptation changement climatique. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/113404/1/fiche_foret.pdf

- Gardiner, B. (2021). Wind damage to forests and trees : A review with an emphasis on planted and managed forests. *Journal of Forest Research*, 26(4), pages 248-266. <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665>
- Gardiner, B., Orazio, C., Castro, A., & Clabat, D. (2021). *Gestion du risque tempête en Nouvelle Aquitaine : Guide technique : Pour les aménageurs du territoire et les aménagistes forestiers*. Plurifor. https://www.iefc.net/wp-content/uploads/2021/03/Storm_Guide_techniquev5.pdf
- Gauthier, S., & Vaillancourt, M.-A. (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. PUQ.
- Ginisty, C., Raoul, S., Geldreich, P., & Chevalier, R. (1996). Sylviculture du pin sylvestre en plaine. *Bulletin technique de l'ONF*, 31, 65-70.
- Golley, F. G., Huttel, C., & Lemée, G. (1983). *Production primaire brute et nette, paramètres de croissance*. 13.
- Goreaud, F., Coligny, F. de, Courbaud, B., Dhôte, J. F., Dreyfus, P., & Pérot, T. (2005). La modélisation : Un outil pour la gestion et l'aménagement en forêt. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 6 Numéro 2, Article Volume 6 Numéro 2. <https://doi.org/10.4000/vertigo.4260>
- Granier, A. (2007). Rôle des prairies dans le cycle de l'eau. Comparaison avec la forêt. *Fourrages*, 192, page 399.
- Green, D. W., Winandy, J. E., & Kretschmann, D. E. (1999). The Mechanical Properties of Wood. *Wood Handbook—Wood as an Engineering Material. Gen. Tech. Rep*, 95(2366). https://www.academia.edu/24040400/The_Mechanical_Properties_of_Wood
- Hale, S. E., Gardiner, B., Peace, A., Nicoll, B., Taylor, P., & Pizzirani, S. (2015). Comparison and validation of three versions of a forest wind risk model. *Environmental Modelling & Software*, 68, 27-41. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.01.016>
- Hegyí, F. (1974). A simulation model for managing jack pine stands. In *Growth models for tree and stand simulation* (Fries J (e, p. 74-90).
- Henno, R. (2020). *Le Petit Bois de Lauzelle Illustré. Conversations avec Jean-Claude Mangeot*. Presses universitaires de Louvain.
- Herbauts, J., El Bayad, J., & Gruber, W. (1998). L'Impact de l'exploitation forestière mécanisée sur la dégradation physique des sols : Le cas des sols limoneux acides de la forêt de Soignes (Belgique). *Revue forestière française*, pages 124-136. <https://doi.org/10.4267/2042/5523>
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Abdalla, S., Abellan, X., Balsamo, G., Bechtold, P., Biavati, G., Bidlot, J., Bonavita, M., Thépaut, J.-N. (2020). The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 146(730), pages 1999-2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>
- Hilmers, T., Biber, P., Knoke, T., & Pretzsch, H. (2020). Assessing transformation scenarios from pure Norway spruce to mixed uneven-aged forests in mountain areas. *European Journal of Forest Research*, 139(4), pages 567-584. <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01270-y>

- IFER. (2010). *Field-Map, un outil d'aide à la collecte et au traitement des données de terrain*. Monitoring and mapping solutions. https://fieldmap.cz/download/FM_catalogue_fr.pdf
- Jackson, T., Shenkin, A., Kalyan, B., Zionts, J., Calders, K., Origo, N., Disney, M., Burt, A., Raumonon, P., & Malhi, Y. (2019). A New Architectural Perspective on Wind Damage in a Natural Forest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 1. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/ffgc.2018.00013>
- Jandl, R., Spathelf, P., Bolte, A., & Prescott, C. E. (2019). Forest adaptation to climate change—Is non-management an option? *Annals of Forest Science*, 76(2), pages 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0827-x>
- Jetten, V. G. (1996). *Interception of tropical rain forest : Performance of a canopy water balance model*. *Hydrol. Process.*, 10, pages 671–685. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/%28SICI%291099-1085%28199605%2910%3A5%3C671%3A%3AAID-HYP310%3E3.0.CO%3B2-A>
- Jonard, M., André, F., de Coligny, F., de Wergifosse, L., Beudez, N., Davi, H., Ligot, G., Ponette, Q., & Vincke, C. (2020). HETEROFOR 1.0 : A spatially explicit model for exploring the response of structurally complex forests to uncertain future conditions – Part 1: Carbon fluxes and tree dimensional growth. *Geoscientific Model Development*, 13(3). <https://doi.org/10.5194/gmd-13-905-2020>
- Keenan, R. J. (2015). Climate change impacts and adaptation in forest management : A review. *Annals of Forest Science*, 72(2), 145-167. <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0446-5>
- Laurent, C., & Himpens, S. (2017). *Le changement climatique et son impact sur les forêts wallonnes-recommandations aux décideurs, aux propriétaires et aux gestionnaires*. SPW Editions. <http://biodiversite.wallonie.be/servlet/Repository/changements-climatiques-brochure-recommandations-2017.pdf?ID=38830>
- Laval-Szopa, S., de Noblet Ducoudré, N., Bopp, L., Slama, R., & Kiem, C. T. (2021). *Impacts des changements climatiques*. EDP Sciences.
- Lefèvre, F., Le Bouler, H., & Roman-Amat, B. (2011). Changement climatique attendu et biodiversité en forêt. *Revue forestière française*, 63(5), 559-570. <https://doi.org/10.4267/2042/46104>
- Lloret, F., Keeling, E. G., & Sala, A. (2011). Components of tree resilience : Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120(12). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- Locatelli, T., Gardiner, B., Hale, S., & Nicoll, B. (2020). *Fgr : R Version of the ForestGALES wind risk model. R package version 0.0.0.9009.1.2* [R]. <https://github.com/tom-locatelli/fgr> (Original work published 2019)
- Lucas-Borja, M. E., Andivia, E., Candel-Pérez, D., Linares, J. C., & Camarero, J. J. (2021). Long term forest management drives drought resilience in Mediterranean black pine forest. *Trees*, 35(5), 1651-1662. <https://doi.org/10.1007/s00468-021-02143-6>

- Maignan, C., Ottaviano, G., Pinelli, D., & Rullani, F. (2003). *Bio-Ecological Diversity vs. Socio-Economic Diversity: A Comparison of Existing Measures* (Working Paper 13.2003). Nota di Lavoro. <https://www.econstor.eu/handle/10419/118040>
- Marcais, B., Bouhot-Delduc (L.), & LE TACON (François). (2000). Effets possibles des changements globaux sur les micro-organismes symbiotiques et pathogènes et les insectes ravageurs des forêts. *Revue Forestière Française*, *sp*, 99p. <https://doi.org/10.4267/2042/5409>
- Masson-Delmotte, V., Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.), & , P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. (2021). *IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_fr.pdf
- Masson-Delmotte, V., & Ravignan, A. de. (2021). «Nous courons derrière le climat qui change». *L'Economie politique*, *92*(4), pages 91-102.
- Mélia, D. S. y. (2022). Les principaux enseignements du 6e rapport du groupe I du GIEC. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, *106*(2), pages 11-16.
- Meredieu, C., Brunet, Y., Danjon, F., Defossez, 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.* 15p.
- Meredieu, C., Gardiner, B., & Castro, A. (2011). Sylviculture et stabilité. *Cahiers de la Reconstitution*, *1*, 12 p.
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.-J., & Puettmann, K. (2019). The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, *6*(1), 21. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., Bruelheide, H., Caldwell, B., Cavender-Bares, J., Dhiedt, E., Eisenhauer, N., Ganade, G., Gravel, D., Guillemot, J., Hall, J. S., Hector, A., Hérault, B., Jactel, H., Koricheva, J., ... Zemp, D. C. (2021). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters.* <https://doi.org/10.1111/conl.12829>
- Meunier, S. (2002). *Résistance comparée de l'épinette blanche et du sapin baumier au renversement.* 32, 11p.
- Nageleisen, L.-M., Saintonge, F.-X., & Piou, D. (2010). *La santé des forêts: Maladies, insectes, accidents climatiques... Diagnostic et prévention.* CNPF-IDF. https://books.google.be/books?id=nmMro3eRjiYC&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Nagendra, H. (2002). Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, *22*(2), 175-186. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(02\)00002-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(02)00002-4)
- Newth, D., & Gunasekera, D. (2018). Projected Changes in Wet-Bulb Globe Temperature under Alternative Climate Scenarios. *Atmosphere*, *9*(5), 187. <https://doi.org/10.3390/atmos9050187>

- 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. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(7), 1871-1883. <https://doi.org/10.1139/x06-072>
- Niinemets, Ü., & Valladares, F. (2006). Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate northern hemisphere trees and shrubs. *Ecological monographs*, 76(4), pages 521-547.
- Nikinmaa, L., Lindner, M., Cantarello, E., Jump, A. S., Seidl, R., Winkel, G., & Muys, B. (2020). Reviewing the Use of Resilience Concepts in Forest Sciences. *Current Forestry Reports*, 6(2), 61-80. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00110-x>
- Obstler, R. (2020). Mesurer la dégradation des forêts. *Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture*, 62(238), 76. <https://doi.org/10.2307/1523706>
- Office économique Wallon du bois. (2021). Forêt Resiliente [Office économique Wallon du bois]. *Forêt résiliente*. <https://foretresiliente.be/>
- Otto, H.-J. (1998). *Écologie forestière*. CNPF-IDF. https://books.google.be/books?hl=fr&lr=&id=Os7vZ_W31-gC&oi=fnd&pg=PA3&dq=for%C3%AAt+systeme+facteurs+CO2,+la+quantit%C3%A9+de+pr%C3%A9cipitations,+le+type+de+sol,+&ots=Zqv6F8OvGl&sig=0yiSYc41M3M6Ma4NuSrdkiXJwCU&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Petit, S., Cordier, S., Claessens, H., Ponette, Q., Vincke, C., Marchal, D., & Weissen, F. (2017a). *Hêtre*. Fichier écologique des essences. <https://www.fichierecologique.be/#/>
- Petit, S., Cordier, S., Claessens, H., Ponette, Q., Vincke, C., Marchal, D., & Weissen, F. (2017b). *Pin sylvestre*. Fichier écologique des essences. <https://www.fichierecologique.be/resources/fee/FEE-PS.pdf>
- Piton, B. (2002). *Facteurs de sensibilité au vent des peuplements. Etude à partir des données de l'IFN relatives aux tempêtes de décembre 1999* (p. 162 p.) [Other, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêts (ENGREF), Paris, FRA.]. <https://hal.inrae.fr/hal-02826033>
- Pretzsch, H., Forrester, D. I., & Buhus, J. (Éds.). (2017). *Mixed-Species Forests*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9>
- Prevosto, B. (2005). Les indices de compétition en foresterie : Exemples d'utilisation, intérêts et limites. *Revue Forestière Française*, 5, 413. <https://doi.org/10.4267/2042/5062>
- Raupach, M. R. (1994). Simplified expressions for vegetation roughness length and zero-plane displacement as functions of canopy height and area index. *Boundary-Layer Meteorology*, 71(1-2), pages 211-216. <https://doi.org/10.1007/BF00709229>
- Ricard, M., Caron, C., Lachance, A., Bousquet, N., & Simard, A. (2021). La migration assistée : Une option de conservation pour les espèces en situation précaire vulnérables aux changements climatiques ? *Le Naturaliste canadien*, 145(1), 3-20. <https://doi.org/10.7202/1075814ar>
- Rotaru, C. (1985). *Revue forestière française. Les phénomènes de tassement du sol forestier dus à l'exploitation mécanisée du bois*. AgroParisTech, Nancy, France. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/21823>

- Roux, D. (2018, septembre 13). Événements météorologiques extrêmes et changement climatique. *Encyclopédie de l'environnement*. <https://www.encyclopedie-environnement.org/climat/evenements-meteorologiques-extremes-changement-climatique/>
- Ruel, P. J.-C. (2000). *LA SYLVICULTURE FACE AU RISQUE DE CHABLIS*. 26.
- Ryelandt, B., & Jonard, M. (2019). *Modeling oak and beech regeneration in mixed and uneven-aged forests : A process-based approach for changing environments*. Université catholique de Louvain.
- Saleh, D., Chen, J., Leplé, J.-C., Leroy, T., Truffaut, L., Dencausse, B., Lalanne, C., Labadie, K., Lesur, I., Bert, D., Lagane, F., Morneau, F., Aury, J.-M., Plomion, C., Lascoux, M., & Kremer, A. (2022). Genome-wide evolutionary response of European oaks during the Anthropocene. *Evolution Letters*, 6(1), 4-20. <https://doi.org/10.1002/evl3.269>
- Sanchez, C. (2013). *La sylviculture pro sylva en Wallonie : Mesures et recommandation du DNF*. Forêt Wallonne asbl. <http://www.prosilvawallonie.be/sites/default/files/documents/infoProSilva.pdf>
- Sardin, T. (2008). *Référentiels de Chênaies Régulières* (ONF). Guide des sylvicultures.
- Schuck, A., & Schelhaas, M.-J. (2013). Storm damage in Europe—A overview. In *What Science Can Tell Us* (European forest institute, Vol. 3, p. 15-23). https://www.researchgate.net/profile/Andreas-Schuck-2/publication/263924439_Storm_damage_in_Europe_-_A_overview/links/5602c3b108ae849b3c0ecf05/Storm-damage-in-Europe-A-overview.pdf
- Sédillot, B. (2021). *Scénarios et projections climatiques | Chiffres clés du climat*. Ministère de la transition écologique. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-du-climat/3-scenarios-et-projections-climatiques>
- Seguin, B., & Lefèvre, F. (2015). *Les impacts du changement climatique sur l'agriculture et la forêt, une région face au changement climatique*. 3p.
- Seidl, R., Rammer, W., & Blennow, K. (2014). Simulating wind disturbance impacts on forest landscapes : Tree-level heterogeneity matters. *Environmental Modelling & Software*, 51, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.018>
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., & Lexer, M. J. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17(9). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M. J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T. A., & Reyser, C. P. O. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7(6). <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
- Sevrin, É., Bureau, M., Dhôte, J.-F., Spiecker, H., & Schütz, J.-P. (2000). Stabilité des peuplements face au vent : Quelques réflexions sur l'influence du mode de traitement. *Les Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 20, 210-216.
- Thyryon, T. (2020). *Aménagement & Gestion du bois de Lauzelle*. 17.
- Vallauri, D. (2002). Si la forêt s'écroule... Quelle gestion forestière française après les tempêtes ? *Revue Forestière Française*, 1, 43. <https://doi.org/10.4267/2042/4899>

- Van Gameren, V. (2014). L'adaptation de la gestion forestière privée au changement climatique : Le cas wallon. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 37, 63-75. <https://doi.org/10.4000/soe.1093>
- Vannière, B. (1984). *Tables de productions pour la production française* (ONF et INRA).
- van Ypersele, J.-P., Marbaix, P., Lamarque, P., & Rondiat, E. (2021). Changements climatiques 2021 : Les éléments scientifiques- Aperçu du Résumé pour les décideurs. *Plateforme Wallonne pour le GIEC, Lettre n°21-Édition spéciale-Août 2021*, 5p.
- Vennetier, M. (2012). Changement climatique et dépérissements forestiers : Causes et conséquences. In *Changement climatique et modification forestière* (p. 50-60). CNRS. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00756083>
- Vernier, F. (2001). *Storm Lothar , Decembre 1999 26th effects and perspectives on the forest in Lorraine region*. <http://hdl.handle.net/2042/27569>
- Winder, R., Nelson, E., & Beardmore, T. (2011). Ecological implications for assisted migration in Canadian forests. *The Forestry Chronicle*, 87(06), 731-744. <https://doi.org/10.5558/tfc2011-090>
- Yan, H., Zhan, J., & Zhang, T. (2011). Resilience of Forest Ecosystems and its Influencing Factors. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 2201-2206. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.345>
- Yi, C., & Jackson, N. (2021). A review of measuring ecosystem resilience to disturbance. *Environmental Research Letters*, 16(5), 053008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abdf09>

RÉSUMÉ :

Les effets des caractéristiques des peuplements et du traitement sylvicole sur la résilience des forêts face aux tempêtes dans le contexte du changement climatique

Cas d'étude au Bois de Lauzelle, à Louvain-La-Neuve

Mathilde Bonheure

Les tempêtes sont des perturbations naturelles qui forment une partie de l'hétérogénéité des paysages. Cependant, avec le changement climatique, les forêts font face à de nouvelles contraintes et l'intensité et la fréquence des perturbations pourraient augmenter. Ces perturbations sont une menace pour les forêts qui ne sont plus aptes à fournir leurs services écosystémiques. Pour faire face à ces nouvelles contraintes, les modalités de gestion des forêts pourraient être plus résilientes. À l'heure actuelle, la résilience n'a pas de définition universelle et il n'y a pas un moyen unique de la caractériser.

Cinq peuplements de structure et de composition diversifiées ont été mesurés et modélisés à l'aide d'Heterofor, un modèle spatialement explicite et individu centré. Des simulations ont été réalisées pour évaluer la résilience des peuplements et pour analyser différentes modalités de gestion face à une même tempête. Cinq indicateurs ont été sélectionnés pour caractériser cette résilience. Les résultats ont permis de mettre en évidence que (i) la structure et la composition des peuplements influençaient la résilience. (ii) Certaines essences ont une stabilité intrinsèque plus grande que d'autres. La mixité peut permettre, dans certains cas, d'augmenter la résilience. (iii) La non-gestion n'est pas une option à envisager sur le court terme.

La modélisation possède certaines limites qui doivent être prises en compte. Elle s'avère être, néanmoins, un outil pertinent pour proposer des pistes de gestion face aux différents stress biotiques et abiotiques que subit la forêt dans le contexte des changements climatiques.