UCLouvain

AGRO LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Caractérisation du risque de stress hydrique édaphique dans des peuplements de douglas en Région wallonne

Approche de terrain et modélisation

Autrice : Cassandra Renard
Promotrices : Prof. Caroline Vincke et Ir. Camille Guisset
Lecteurs : Prof. Mathieu Javaux et Ir. Hugues Titeux
Année académique 2022-2023
Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur en gestion des forêts et des espaces naturels

Remerciements

Les premières personnes que j'aimerais remercier sont évidemment Madame Vincke et Camille. Je vous remercie de m'avoir accompagnée à chaque étape de ce projet passionnant et d'avoir pris de votre temps pour le faire. Je vous remercie de votre gentilesse, de votre bonne humeur et de votre bienveillance qui m'ont permis de me sentir en confiance et respectée. Je vous remercie également pour votre disponibilité et votre réactivité sans lesquelles je n'aurai pas pu avancer aussi efficacement. Merci d'avoir partagé avec moi vos connaissances et votre passion pour la recherche. Merci pour les milliers de conseils et les échanges qui, j'en suis sûr, m'ont fait grandir professionnelement et surtout personnellement.

Je remercie également Monsieur Ponette pour sa présence à certaines des réunions et pour ses conseils. Je remercie ensuite Anne qui, en plus de m'avoir fourni une base de données extrêmement précise et précieuse pour la réalisation de mon mémoire, a répondu à toutes mes questions et doutes avec beaucoup de bienveillance. Je remercie aussi Loïc pour ses conseils sur mes mesures de terrain.

Mais tout cela n'aurait pas été possible sans les personnes qui m'accompagnent et me soutiennent à chaque seconde depuis ma naissance : ma famille. Papa et Maman, merci de m'avoir appris à déplacer les montagnes et à ne jamais abandonner. Merci aussi de m'avoir accompagné pour faire mes mesures de terrain. Norah, merci de me connaitre si bien et de prendre soin de moi. Merci aussi à vous, Papy, Mamy et Marraine, pour votre soutien à distance, pour les petits mots et les petites pâtisseries.

Merci à Nathalie, la plus chouette des voisines, pour avoir corriger mon mémoire.

Merci à moi.

A mes étoiles .

Table des matière

1. Introduction 1
1.1. Contexte 1
1.2. Objectifs 2
2. Etat de l'art 3
2.1. Changements climatiques 3
2.1.1. Situation mondiale 3
2.1.2. Situation en Belgique 3
2.1.3. Impacts sur les forêts tempérées européennes 3
2.1.4. Réponse des arbres 6
2.1.5. Gestion forestière adaptative 7
2.2. Caractéristiques générales du douglas 8
2.2.1. Description et distribution naturelle 8
2.2.2. Ecologie et aptitude 9
2.2.3. Croissance et régénération 10
2.2.4. Aspects sylvicoles et technologiques 11
2.3. Douglas en Wallonie 11
2.3.1. Distribution et sylviculture 11
2.3.2. Etat sanitaire 12
2.4. Potentiel d'avenir du douglas 14
2.5. Modélisation du bilan hydrique 15
2.5.1. Généralités 15
2.5.2. BILJOU© 17
3. Matériel et méthode 22
3.1. Sélection et caractéristiques des sites sélectionnés pour ce mémoire 22
3.2. Elaboration d'une base de données sol-peuplement-climat 24
3.2.1. Données pédologiques 24
3.2.2. Données biologiques 25
3.2.3. Données climatiques 30
3.3. Préparation à l'utilisation du modèle BILJOU© 31
3.4. Comparaison avec les indices de croissances 31

4. Résultats 33
4.1. Paramétrisation du modèle BILJOU© 33
4.1.1. Profils racinaires et profondeurs utiles 33
4.1.2. Paramètres pédologiques 34
4.1.3. LAImax 35
4.2. Bilan hydrique et indicateurs de stress 37
4.2.1. Bilan hydrique 37
4.2.2. Indicateurs de stress 40
4.3. Comparaison avec les indices de croissance 47
5. Discussion 52
5.1. Paramétrisation du modèle BILJOU© 52
5.1.1. Profils racinaires 52
5.1.2. LAImax 53
5.1.3. Paramètres pédologiques 54
5.2. Bilan hydrique et indicateurs de sécheresses 54
5.3. Comparaison avec les indices de croissance 55
5.4. Validation des scénarios 56
6. Conclusion et perspectives 57
7. Annexe 58
8. Bibliographie 67

Table des figures

Figure 1 : Carte bioclimatique européenne (Rivas-Martinez et al., 2004). 4
Figure 2 : Facteurs d'émergence de maladie selon le formalisme du triangle épidémique (Robin & Desprez-Loustau, 2018). 5
Figure 3 : Aire d'origine du douglas (Lavender & Hermann, 2014). 8
Figure 4 : Aspect général du douglas (Pseudotsuga menziesii var. Menziesii Franco - Douglas vert | ClimEssences, s. d.). 8
Figure 5 : Système racinaire d'un douglas de 60 ans (Mauer & Palatova, 2012). 9
Figure 6 : Ecogramme d'aptitude du douglas (Petit et al., 2017). 10
Figure 7: Courbes de hauteur dominante-âge selon les cinq classes de fertilités (Périn et al., 2016). 11
Figure 8 : Distribution des peuplements de douglas en Région wallonne (Petit et al., 2017). 12
Figure 9 : Evolution de la surface par classe d'âge pour les peuplements de douglas en Région wallonne (Alderweireld et al., 2015). 12
Figure 10 : Douglas infecté par la rouille suisse (OWSF, 2017). 13
Figure 11 : Rameau de douglas nécrosé par Sirococcus conigenus (OWSF, 2017). 13
Figure 12 : Aiguilles de douglas attaquée par Contarinia pseudotsugae (OWSF, 2017). 14
Figure 13 : Interactions entre climat, peuplement et sol (Bertin et al., 2016). 15
Figure 14 : Représentation des flux entrants et sortants du bilan hydrique forestier (Granier et al., 1999). 16
Figure 15: Ratio T/EPT en fonction de la réserve en eau relative du sol (REW) (Biljou - Modélisation du bilan hydrique, s. d.). 20
Figure 16 : Trois indicateurs écophysiologiques de sécheresse édaphique (Granier et al., 1999). 21
Figure 17: Localisation des sites et des fosses pédologiques sélectionnés en Région wallonne. 23
Figure 18: Grille de comptage racinaire. 25
Figure 19 : LAI2200 analyseur de canopée (LI-COR, 2017). 28
Figure 20 : Evolution de l'indice de croissance au cours du temps. 32
Figure 21 : Evolution des proportions de fines racines (Ø < 3 mm) par profondeur. 33
Figure 22 : Evolution temporelle du LAI pour les différents scénarios (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr). 37
Figure 23 : Evolution de la réserve en eau utile relative journalière (REW) moyenne pour la période 1970-2022. 39
Figure 24 : Somme des jours de stress hydrique édaphique entre 1970 et 2022. 40
Figure 25: Indice de stress modélisé de la plantation jusqu'en 2022. 42
Figure 26 : Evolution temporelle de l'indice de stress hydrique.. 44
Figure 27:Date d'apparition du début de stress hydrique de la plantation jusqu'en 2022. 46
Figure 28 : Evolution de l'indice de croissance au cours du temps pour les quatre sites. 47
Figure 29 : Indice de croissance en fonction de l'indice de stress. 49
Figure 30: Déficit de croissance cumulé en fonction de l'indice de stress cumulé. 51

Table des tableaux

Tableau 1: Caractéristiques des sites et des peuplements. _____ *24*
Tableau 2: Exemple d'évolution temporelle de la circonférence à 130 cm de haut et du nombre d'arbres entre 2022 et 2010. _____ *30*
Tableau 3: Paramètres pédologiques de la fosse d'Epioux (RUM-). _____ *34*
Tableau 4 : Paramètres pédologiques de la fosse de Menuchenet (RUM+). _____ *34*
Tableau 5 : Valeurs de réserve en eau utile maximale (RUM) calculée pour chaque scénario de profondeur utile et pour les deux fosses pédologiques choisies. _____ *35*
Tableau 6 : Valeurs de LAImax mesurées et estimées. _____ *36*
Tableau 7: Valeurs de LAI obtenues pour les différents scénarios d'évolution temporelle (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr). _____ *37*
Tableau 8 : Années caractéristiques négatives, identifiées selon la méthode Relative Growth Change. _____ *48*
Tableau 9 : Périodes présentant un déficit de croissance pour les quatre sites. _____ *50*
Tableau 10: Eau utile maximale [mm d'eau par cm de sol] évaluée par A. Doat et estimée selon le triangle textural (Jamagne et al., 1977) pour les deux fosses. _____ *54*
Tableau 11 : Indice de stress maximum générés lors de l'année 1976. _____ *55*

Liste de acronymes

CNSW	Carte Numérique des sols de Wallonie
C130	Circonférence à 130 cm de haut
ELI	Earth and Life Institute (UCLouvain)
ETP	Evapotranspiration potentielle
ETR	Evapotranspiration réelle
FEE	Fichier Ecologique des Essences
IRM	Institut Royal Météorologique de Belgique
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LAI_cst	Scénario de LAI constant
LAImax	Maximum Leaf Area Index (Indice foliaire maximum)
LAI_SA	Scénario de LAI dynamique utilisant la surface d'aubier
LAI_Forr	Scénario de LAI dynamique utilisant l'équation de Forrester
P-ET0	Déficit hydrique climatique
REW	Réserve en eau relative
RGC	Relative Growth Change
RUM	Réserve en eau utile maximale
T	Transpiration

1. Introduction

1.1. Contexte

Les changements climatiques engendrent de nombreuses incertitudes quant à leurs impacts sur les écosystèmes forestiers. En effet, des effets positifs sont observés, comme l'augmentation de la productivité forestière grâce à l'augmentation des concentrations de CO_2 atmosphérique, et l'augmentation de la période de végétation liée à l'élévation des températures (Duchesneau *et al.*, 2006; Jonard, 2019). Cependant, ces effets positifs sont compromis par l'augmentation en intensité et/ou en fréquence des évènements extrêmes (IPCC, 2023). En effet, ces évènements d'ordre abiotique (sécheresses, tempêtes, etc.) et biotique (ravageurs et maladies) affectent la physiologie, la phénologie, le développement et la compétition et peuvent causer des dommages aux peuplements forestiers, dont un impact négatif sur la croissance radiale (Bréda & Badeau, 2008a). Les sécheresses, en particulier, sont l'un des principaux facteurs incitants des dépérissements forestiers (Manion, 1981). Les arbres dépérissants deviennent ensuite davantage vulnérables aux attaques de ravageurs et de maladies, ce qui augmente d'autant plus le risque de mortalité (Allen *et al*., 2010).

Dans ce contexte de changement climatique, le choix des essences est primordial en matière de gestion forestière adaptative. Cette gestion a pour objectif de maintenir une couverture forestière en bonne santé et multifonctionnelle, en ce compris la production de bois. Ainsi, il convient de favoriser les essences dites « résistantes » aux sécheresses dans les régions susceptibles d'y être impactées.

En Wallonie, l'épicéa (*Picea abies (L.) Karst*) est la première essence résineuse de production, recouvrant 25,5% des surfaces productives de la forêt wallonne (OEWB, 2021). Mais l'épicéa est une essence à risque dans le contexte de changement climatique de par de sa grande sensibilité aux canicules et au déficit hydrique. A l'inverse, le douglas (*Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco*), originaire de l'Ouest de l'Amérique du Nord, semble avoir un bon potentiel d'avenir dans ce contexte. Le douglas occupe 5% des surfaces productives de la forêt wallonne (OEWB, 2021). De plus, le bois de douglas peut servir à de nombreuses utilisations comme la structure, les aménagements extérieurs, la menuiserie et les revêtements intérieurs (*France Douglas*, s. d.). Cependant, lors de la sécheresse de 2003, des dépérissements et une diminution de la croissance radiale ont été observés dans des peuplements de douglas en Europe. L'influence négative de l'intensité du déficit hydrique édaphique sur la croissance radiale a été identifiée. D'autres dépérissement avaient été observés lors des sécheresses antérieurs (Sergent *et al*., 2012).

Depuis quelques années, le douglas en Wallonie est fréquemment attaqué par deux champignons pathogènes, *Phaeocryptopus gaeumannii* et *Sirococcus conigenus*, causant respectivement la rouille suisse et les brûlures des pousses. Depuis 2015, un insecte, *Contarinia pseudotsugae,* provoquant la cécidomyies des aiguilles du douglas a également été observé en Wallonie (OWSF, s. d.). Dès lors, les conséquences sur cette essence de ces attaques biologiques combinées à celles des sécheresses remettent en question la situation du douglas en tant qu'espèce d'avenir.

Il existe plusieurs types de sécheresses dont les sécheresses atmosphériques et édaphiques. Les sécheresses atmosphériques se définissent par des précipitations inférieures à la moyenne entrainant un déficit hydrique climatique (P-ET0). Une sécheresse édaphique se produit lorsque qu'une sécheresse atmosphérique se prolonge et induit un déficit hydrique du sol (Li *et al*., 2023). Le fonctionnement des arbres est impacté par ces deux types de sécheresses. Les traits fonctionnels des peuplements, leurs caractéristiques dendrométriques et les variables pédologiques influencent la façon dont une sécheresse climatique est convertie en sécheresse édaphique. Ainsi, la prise en compte de paramètres ayant une influence sur le bilan hydrique du sol tel que la profondeur d'enracinement, l'indice foliaire et la réserve en eau utile maximale, est indispensable pour estimer le stress subi par les arbres.

Des études ont déjà été menées sur la vulnérabilité du douglas face aux sécheresses atmosphériques, et non édaphiques, et sur sa capacité d'adaptation *(Chauvin, 2019; Gauli et al.*, 2022; Levanic & Straus, 2022; Sergent *et al*., 2012; Vejpustková & Cihák, 2019). Une recherche sur la vulnérabilité du douglas dans un contexte environnemental changeant au travers d'une analyse dendrochronologique est actuellement menée par Camille Guisset (ELI, UCLouvain), avec une attention particulière aux stress hydriques édaphiques. Ce mémoire s'intègre dans cette recherche.

1.2. Objectifs

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer la fréquence et l'intensité des stress hydriques édaphiques dans quatre peuplements de douglas en forêt wallonne, contrastés en densité et en réserve utile maximale, sur une période allant de la plantation (de 1965 à 1970 selon les peuplements) jusqu'en 2022, et d'analyser l'impact de ces stress sur la réponse en croissance radiale des arbres. Les stress hydriques édaphiques seront modélisés à l'aide du modèle de bilan hydrique BILJOU© (Granier *et al.*, 1999). Cet objectif général se décline en trois sous-objectifs :

- Paramétriser le modèle selon les différents scénarios de profondeur utile, d'indice foliaire (LAI), et de profils d'enracinement ;
- Modéliser le bilan hydrique journalier des quatre peuplements à partir de la plantation jusqu'en 2022 et en particulier les indices de stress, leur date de début et leur durée ;
- Comparer les indices de stress modélisés avec les données de croissance radiale des peuplements, dans la perspective de valider la paramétrisation du modèle et d'identifier des seuils de stress hydrique ayant un impact sur la croissance radiale.

Ce document commence par un état de l'art concernant les changements climatiques, la distribution et l'écologie du douglas, sa situation en Wallonie, son potentiel d'avenir, et la modélisation du bilan hydrique avec le modèle BILJOU©. Ensuite, la partie matériel et méthode présente la création d'une base de données peuplement-sol-climat et l'explication des différents scénarios de modélisation. Les résultats sont ensuite présentés et finalement discutés.

2. Etat de l'art

2.1. Changements climatiques

2.1.1. Situation mondiale

Selon l'AR6 de l'IPCC du 20/03/2023 (IPCC, 2023), la température à la surface du globe a augmenté d'environ 1°C depuis 1900. Cette augmentation est causée par les émissions de gaz à effet de serre liées aux activités humaines, qui n'ont jamais été aussi importantes que pendant la dernière décennie. Néanmoins, un ralentissement de l'augmentation de ces émissions est constaté (IPCC, 2023).

Des changements rapides et, pour la plupart, généralisés ont lieu dans l'atmosphère, l'océan, la cryosphère et la biosphère. Le taux moyen d'augmentation du niveau de la mer est passé de 1,3 mm (1901-1971) à 3,7 mm (2006-2018). Le climat mondial se modifie et les évènements extrêmes sont plus fréquents et plus intenses. Cela s'illustre par l'augmentation en fréquence et en intensité des vagues de chaleur, des sécheresses et des précipitations abondantes depuis 1950. De plus, l'augmentation de l'évapotranspiration, causée par les changements climatiques, a augmenté les sécheresses édaphiques. Ces changements engendrent des pertes irréversibles d'espèces dans la plupart des écosystèmes (IPCC, 2023). Ainsi, un million d'espèces végétales et animales sont menacées d'extinction à cause des changements climatiques.

2.1.2. Situation en Belgique

Les changements climatiques sont observables à l'échelle de la Belgique. En effet, d'après l'Institut royal météorologique de Belgique (IRM, 2020), l'augmentation de la température annuelle moyenne est de 2,3°C entre le milieu du 19^{e} siècle et les trois dernières décennies. C'est en hiver que le réchauffement le plus important est observé. 2022 est l'année la plus chaude et la plus sèche enregistrée en Belgique avec une température moyenne annuelle de 12,2°C au lieu de 10,2°C (1991-2020). Les vagues de chaleur sont en augmentation depuis 1981. Depuis 1900, 42 vagues de chaleur ont été observées dont 15 ces vingt dernières années (Mievis, 2022). D'ailleurs, depuis 2015, au moins une vague de chaleur est prévue par an. Celle-ci durera 2 jours de plus par décennie et sera plus chaude d'1°C/jour par décennie (*Changements observés*, s. d.). De plus, l'intensité des sécheresses printanières est en augmentation depuis la fin des années 1980. Ensuite, la fréquence des précipitations abondantes a, elle aussi, augmenté depuis 1981. Finalement, le niveau de la mer a augmenté de 11 cm depuis 1950 à Ostende (IRM, 2020).

2.1.3. Impacts sur les forêts tempérées européennes

De nombreux impacts positifs et négatifs sur les forêts sont anticipés. Tout d'abord, l'élévation des concentrations de CO_2 atmosphérique induit l'augmentation du taux de photosynthèse (Cernusak *et al.*, 2019), mais cette augmentation varie en fonction des espèces. Selon Asshoff & Zotz (2006), le hêtre (*Fagus sylvatica L.)* répond mieux à un enrichissement de l'air en CO_2 que le charme (*Carpinus betulus L.)*. Ainsi, une croissance plus rapide est attendue mais d'autres facteurs limitants, comme la disponibilité en nutriments et en eau, sont à prendre en compte. Ensuite, les concentrations de CO_2 atmosphérique plus élevées engendrent une

meilleure efficience de l'utilisation de l'eau (Lindner *et al.*, 2010). En effet, dans ces conditions, les stomates se ferment partiellement réduisant la perte d'eau par transpiration. Enfin, la croissance des arbres peut être affectée négativement par des changements dans l'environnement atmosphérique chimique (Lindner *et al.*, 2010). Les dépôts d'azote et d'ozone influencent la physiologie de l'arbre et l'allocation du carbone.

Trois éléments définissent la vulnérabilité des espèces aux changements climatiques : l'exposition, la sensibilité et la capacité d'adaptation. L'exposition et la sensibilité aux changements climatiques varient selon les zones bioclimatiques et les types de forêts en Europe. Ainsi, la carte bioclimatique européenne (Rivas-Martinez *et al.*, 2004) présente quatre macro-bioclimats délimités par leurs végétations et leurs paramètres climatiques (Figure 1).

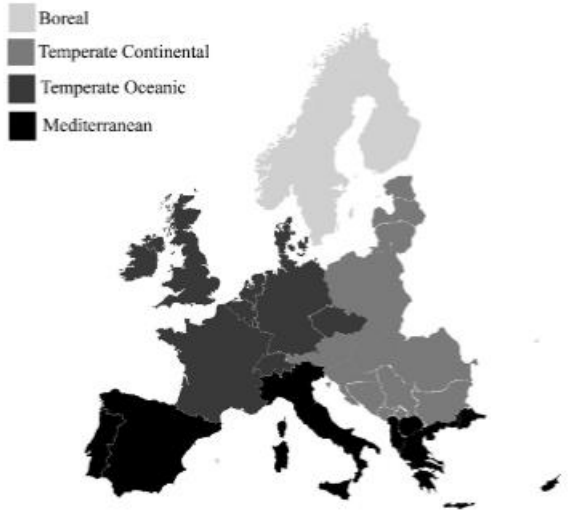


Figure 1 : Carte bioclimatique européenne (Rivas-Martinez et al., 2004).

Le cas des forêts tempérées océaniques[1] est présenté ci-après. Tout d'abord, l'augmentation des températures a un effet opposé sur la croissance forestière selon la localisation. En effet, les températures plus élevées peuvent allonger la période de végétation et augmenter la photosynthèse, ce qui est bénéfique pour les parties Nord et Ouest de cette zone où le froid est un facteur limitant. Alors que l'effet est négatif dans les parties Sud et Est où la contrainte principale à la croissance des arbres est la sécheresse (Orazio *et al*., 2014). Ensuite, l'augmentation des températures impacte la compétition interspécifique et la diversité spécifique devrait diminuer au cours du temps (Orazio *et al*., 2014). Finalement, les perturbations abiotiques et biotiques auront des conséquences importantes sur la productivité et la diversité de ces écosystèmes forestiers (Lindner *et al*., 2010).

Les feux de forêts, les tempêtes, les inondations extrêmes et les sécheresses sont les quatre évènements extrêmes les plus accentués par les changements climatiques.

En Europe, la fréquence et l'intensité des feux de forêt vont en effet augmenter. Les effets de cet aléa au niveau des arbres sont variables en fonction de l'espèce, de l'âge et de l'intensité du feu. L'écorce plus épaisse de certaines essences comme le pin (*Pinus spp L.)* et le chêne

[1] Cette zone comprend les pays suivants : Allemagne, Belgique, Danemark, France, Irlande, Luxembourg, Pays-Bas, République tchèque, Royaume-Uni et Suisse.

liège (*Quercus suber L.)* résiste mieux au feu que l'écorce fine du hêtre ou du charme (DSF, 2015a).

Les tempêtes risquent également d'être plus destructrices. Le régime des vents, des eaux et du gel sont trois facteurs déterminants dans la stabilité des forêts qui seront impactées par le changement climatique. Les tempêtes sont la cause de dommages forestiers la plus importante au niveau volume provoquant les dégâts suivants : arbres penchés, chablis et bris de cimes. Le vent peut également perturber la physiologie de l'arbre (DSF, 2015b).

Ensuite, l'excès d'eau causé par les précipitations importantes peut provoquer la mort des racines fines en instaurant des conditions anoxiques dans le sol. La perte de croissance peut être constatée et dans les cas les plus graves, la mort de l'arbre. L'excès d'eau affecte également la stabilité des peuplements (DSF, 2015c).

De plus, la baisse des précipitations et la hausse des températures mènent à davantage de risques de sécheresse où une surmortalité des arbres est constatée. Ainsi, lorsqu'un stress hydrique édaphique est rencontré, l'arbre ferme ses stomates pour limiter la transpiration. Les échanges avec l'atmosphère, et par conséquent l'absorption du CO_2, sont bloqués ce qui limite la photosynthèse et la croissance cellulaire (DSF, 2015d). Si le stress hydrique édaphique persiste, les tensions dans le xylème devenues trop importantes vont contraindre l'eau en phase liquide à se transformer en phase gazeuse. Ce phénomène, appelé cavitation, va entrainer la formation de bulles d'air dans les éléments conducteurs. Si cela se généralise, le xylème va être embolisé, pouvant causer la mort de l'arbre (Cochard, 1991).

Les conséquences de ces évènements extrêmes sont plus importantes et délétères pour les arbres qu'un changement graduel dans les conditions climatiques (Lindner *et al*., 2010).

En ce qui concerne les risques biotiques, ceux-ci menacent également les écosystèmes forestiers. D'après le formalisme du triangle épidémique (Figure 2), l'apparition d'une maladie résulte de l'interaction entre l'arbre-hôte, l'organisme pathogène et l'environnement (Robin & Desprez-Loustau, 2018). Le changement climatique affecte de façon différente ces trois facteurs, risquant de mettre en péril l'équilibre, normalement présent, et provoquant des proliférations massives de ravageurs et/ou de maladies.

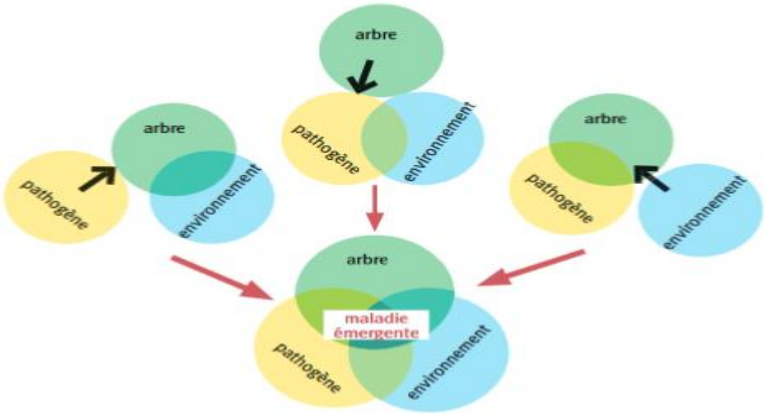


Figure 2 : Facteurs d'émergence de maladie selon le formalisme du triangle épidémique. Une maladie résulte d'interactions entre arbre hôte-organisme pathogène et environnement. A gauche, émergence liée à une introduction de pathogène ; au centre : émergence liée à une modification des pratiques sylvicoles (plantations d'espèces ou variétés sensibles) ; à droite : effet du changement climatique par exemple (Robin & Desprez-Loustau, 2018).

Les maladies et ravageurs ont depuis toujours causé des dommages aux forêts. Mais, les changements climatiques se produisent trop rapidement pour que les arbres n'aient le temps de s'y adapter ou de migrer à cause de leur faible potentiel de dispersion (Lindner *et al*., 2010).

Pour les ravageurs, le réchauffement climatique affecte soit la physiologie et le comportement des insectes, soit la physiologie de leurs hôtes, leurs concurrents ou leurs prédateurs (Orazio *et al.*, 2014). L'intensité et la fréquence des infestations de ravageurs vont augmenter à cause de la hausse des températures, qui a une influence positive sur la dynamique des populations (Nageleisen, 2018). Ensuite, la survie des larves et la prolifération du nombre d'adultes sont favorisées par les hivers plus doux. Enfin, les aires de distribution de nombreux ravageurs, vont s'agrandir et se déplacer vers les latitudes et altitudes plus élevées (Orazio *et al.*, 2014).

Les effets des changements climatiques sur les maladies se manifestent soit sur les plantes hôtes, soit sur les agents pathogènes. Le cycle de vie de nombreux champignons pathogènes s'accélère grâce à la hausse des températures, ce qui augmente le risque d'infection. Ensuite, les précipitations plus intenses induisent des conditions optimales aux développement des pathogènes. Enfin, la sécheresse favorise le déclenchement de maladies racinaires provoquées par des champignons comme *Armillaria spp.* (Orazio *et al.*, 2014).

Les impacts des changements climatiques présentés précédemment proviennent de modélisations climatiques, basées sur des scénarios. Cette approche présente quelques limitations. Tout d'abord, les forêts ne répondent pas linéairement aux changements des paramètres climatiques et la prise en compte des arrière-effets des aléas est encore mal représentée dans les modèles. Ensuite, bien que les changements climatiques ne se passent pas de façon uniforme à travers le continent, certains modèles utilisent des données moyennes. Finalement, chaque espèce et chaque étape de vie répondent différemment à la variabilité du changement climatique. Il existe de nombreuses sources d'incertitude comme le climat futur, la sensibilité et la réponse des forêts, les modèles de simulation et les facteurs biotiques comme les ravageurs (Lindner *et al.*, 2010).

2.1.4. Réponse des arbres

En réponse aux changements climatiques, les arbres peuvent avoir trois réactions : rester sur place, migrer ou disparaitre.

Pour rester sur place, l'arbre développe des mécanismes pour tolérer, répondre ou s'adapter aux nouvelles conditions environnementales. Prenons comme exemple les stratégies mises en place pour tolérer la sécheresse. Les sécheresses intenses peuvent induire, notamment, une diminution de la croissance radiale, ainsi que la mortalité des arbres à cause de la cavitation du xylème et de la perte de conductance hydraulique. Les sécheresses prolongées peuvent causer une privation de carbone à cause de la fermeture prolongée des stomates et de l'arrêt de transport de la sève (Aubin *et al*., 2016). Pour éviter un stress hydrique, l'arbre peut mettre en place différents mécanismes. Par exemple, en allouant davantage de ressources à la croissance racinaire qu'à la croissance foliaire, l'arbre augmente sa profondeur racinaire et permet une meilleure efficience d'absorption de l'eau (Bréda *et al.*, 2006). La capacité à absorber le CO_2 à travers les stomates tout en limitant les pertes d'eau par la transpiration est exprimée par la sensibilité stomatique, qui est une des caractéristiques principales de la

résistance à la sécheresse (Aubin *et al.,* 2016). En réduisant la surface foliaire et en induisant des changements à long terme de densité stomatique, l'arbre peut influer sur les pertes en eau (Haworth *et al.*, 2011). Les arbres ont, par ailleurs, la capacité de réparer la conductivité des tissus de xylème embolisés (Brodersen & McElrone, 2013). Les arbres peuvent également rester en place grâce à leur capacité d'adaptation (la capacité d'un organisme ou d'une population à rester en place en faisant face aux nouvelles conditions environnementales à travers l'acclimatation et/ou l'évolution ;Lindner *et al*., 2010). L'adaptation se réfère aux changements génétiques et phénotypiques qui augmentent la capacité d'une population à survivre et à se reproduire dans un environnement particulier (Chmura *et al.*, 2011). Par exemple, la plasticité phénotypique, qui est le mécanisme de réponse le plus rapide face à un changement environnemental (Gibert, 2020), permet à un arbre d'ajuster sa morphologie ou physiologie au nouveau contexte climatique pour augmenter la gamme de conditions à laquelle un individu peut survivre, grandir et se reproduire (Royer-Tardif *et al.,* 2021). Par conséquent, maintenir et améliorer la capacité d'adaptation génétique des populations est important pour faciliter l'adaptation des arbres aux changements climatiques à long terme (Aubin *et al.*, 2016).

La deuxième solution, la migration vers de meilleures conditions environnementales dépend de trois mécanismes : la capacité reproductive de la population, la capacité de dispersion et le potentiel de colonisation de l'essence.

Finalement, les espèces se développent dans des environnements où les conditions leurs sont favorables et où elles sont bien adaptées localement. Cependant, si les processus de migration ou d'adaptation échouent et que les nouvelles conditions deviennent défavorables à cause des changements climatiques, il est fort probable que les espèces vont disparaitre localement (Chauvin, 2019).

2.1.5. Gestion forestière adaptative

Les gestionnaires forestiers mettent en place des pratiques pour aider les forêts à s'adapter aux changements climatiques, en voici quelques exemples. Premièrement, l'adéquation stationnelle est primordiale. Ensuite, le mélange d'essences, en terme de diversité spécifique et fonctionnelle, est favorisé pour augmenter la résilience des forêts en associant des essences qui ont des réactions contrastées face à une perturbation (Legay *et al.*, 2008). 80% des études consacrées à l'effet du mélange d'essences sur la sensibilité des forêts aux attaques d'insectes montrent un effet favorable (Jactel & Brockerhoff, 2007). En effet, le mélange rend moins accessible les essences-cibles et maintient une communauté abondante de régulateurs naturels. Pour que ce mélange soit mis en place par les gestionnaires, il faut que les essences coexistent dans la phase de régénération du peuplement.

Il est recommandé de favoriser la stabilité des peuplements en limitant, notamment, l'érosion des sols et en minimisant les éclaircies. Dans les zones à haut risque de sécheresse, des méthodes pour améliorer la disponibilité en eau pour les arbres peuvent être mises en place en limitant la concurrence et en améliorant la capacité de rétention d'eau des sols par des amendements aux biocharbons par exemple (Orazio *et al.,* 2014).

La migration assistée est également une mesure d'adaptation des écosystèmes forestiers aux changements climatiques. Celle-ci permet notamment de maintenir ou d'améliorer la productivité des forêts dans ce contexte (Ricard *et* al., 2021).

2.2. Caractéristiques générales du douglas

2.2.1. Description et distribution naturelle

Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco est un résineux de la famille des Pinacées. Il est originaire de la côte Ouest de l'Amérique du Nord où il s'étend sur plus de 2000 km (Figure 3) (Lavender & Hermann, 2014).

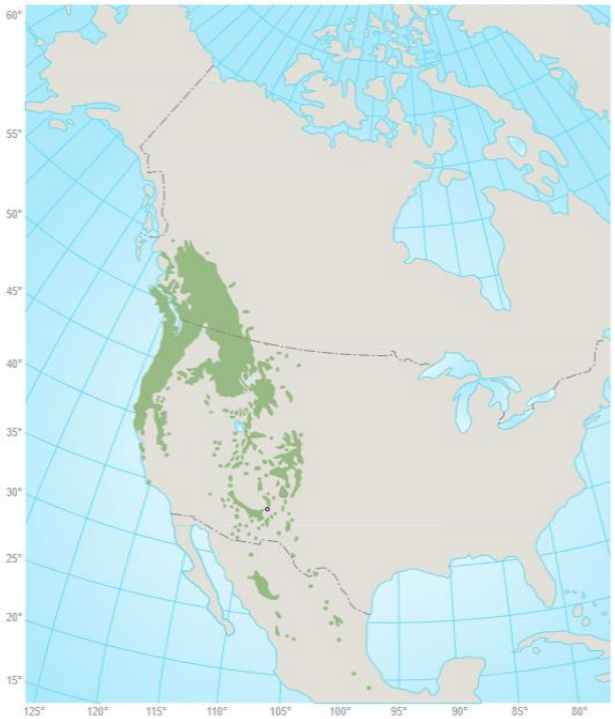


Figure 3 : Aire d'origine du douglas (Lavender & Hermann, 2014).

Il existe deux variétés géographiquement distinctes : *Pseudotsuga menziesii var. glauca* et *Pseudotsuga menziesii var. menziesii*, la variété côtière. Ces deux variétés sont morphologiquement, physiologiquement, chimiquement et génétiquement différentes. *Pseudotsuga menziesii var. menziesii*, est davantage représentée et adaptée aux climats européens (Spiecker *et al.*, 2019). Ce sont les caractéristiques générales de cette variété qui vont être présentées.

En 1827, le douglas a été introduit pour la première fois en Europe en tant qu'arbre d'ornement. Pendant le 19ème siècle, les premiers peuplements de douglas ont été installés dans la plupart des pays européens, dont la Belgique. Après la fin de la deuxième guerre mondiale, le douglas est devenu une espèce importante de reforestation. Dès lors, le douglas est une espèce exotique naturalisée (Angelier, 2007).

Le douglas est un arbre pouvant atteindre 50 à 80 m de haut. L'écorce est d'abord lisse et grise, puis devient, avec l'âge, épaisse, grisâtre à brun rougeâtre et liégeuse. Les rameaux sont lisses et pubescents et les pousses de l'année sont vert jaunâtres. Les bourgeons sont fusiformes et brun-rouges. Les aiguilles sont persistantes, souples et sentent la citronnelle. Les cônes sont pendants, avec des écailles à bractées saillantes à trois pointes (Rameau *et al.*, 2018) (Figure 4).

*Figure 4 : Aspect général du douglas (*Pseudotsuga menziesii var. Menziesii Franco - Douglas vert | ClimEssences*, s. d.).*

Le douglas a un système racinaire oblique, dit en forme de cœur (Figure 5, Mauer & Palatova, 2012). Les racines du douglas peuvent atteindre 2 m de profondeur si la structure et la texture du sol le permettent. 60% de la biomasse en fines racines se situe dans les 20 premiers cm, une diminution significative est ensuite observée (Lozanova *et al.*, 2019). Ensuite, si le douglas se trouve dans des sols peu profonds, il va attribuer davantage de ressources aux racines superficielles et horizontales. Enfin, les racines du douglas sont très sensibles à l'anaérobiose et à la compacité des sols (Thomas *et al.*, 2022).

Figure 5 : Système racinaire d'un douglas de 60 ans (Mauer & Palatova, 2012).

2.2.2. Ecologie et aptitude

Dans son aire d'origine où le climat océanique est caractérisé par des hivers doux et humides, des étés secs et de longues périodes de gel, le douglas rencontre des contraintes climatiques importantes. Il s'est notamment adapté aux étés secs en utilisant efficacement l'eau. Ainsi, cette essence a besoin d'une température annuelle moyenne comprise entre 5,5°C et 17°C. Les températures minimale et maximale valent respectivement -30°C et 40°C. Une gamme de 550 à 1400 mm de précipitations annuelles est nécessaire (Spiecker *et al.*, 2019).

En Wallonie, la température annuelle moyenne est entre 7°C à 11,9°C pour la période de 1879 à 2019. La température minimale est de -20°C et la température maximale est de 40°C (IRM, 2020). Les précipitations annuelles oscillent entre 750 et 1400 mm (Petit *et al.*, 2017).

Au niveau des contraintes climatiques, le douglas est très sensible aux gelées tardives et au vent au stade juvénile. Cette sensibilité s'améliore en grandissant. La neige collante est un phénomène auquel le douglas est sensible. Enfin, cette essence n'est pas sensible aux gelées précoces et aux sécheresses (Petit *et al.*, 2017). Cependant, cette dernière information est encore étudiée. L'aptitude climatique du douglas est à l'optimum[2] en Wallonie. L'essence ne rencontre pas de contraintes particulières.

En ce qui concerne les contraintes chimiques édaphiques, le douglas est sensible aux sols carbonatés et peu sensible aux sols acides. Pour ce qui concerne les contraintes hydriques édaphiques, cette essence est intolérante à l'engorgement et aux régimes hydriques alternatifs. Un risque très important de chablis à cause de difficultés d'enracinement est présent. Enfin, le douglas est tolérant aux déficits hydriques sauf sur sol très superficiel ou à drainage excessif. La situation topographique favorable pour le douglas est sur un versant nord alors que les fonds de vallées sont des zones où les risques, notamment d'engorgement, sont élevés (Petit *et al.*, 2017). La Figure 6 présente l'écogramme d'aptitude du douglas.

[2] Pour rappel, il existe quatre niveaux d'aptitude : optimum, tolérance, tolérance élargie et exclusion.

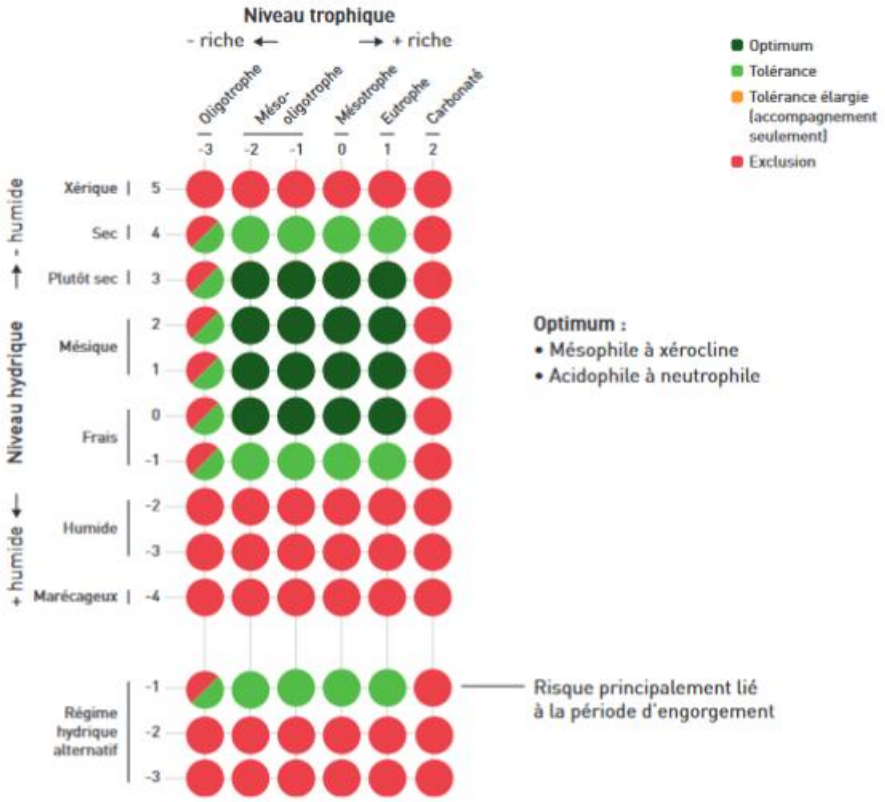


Figure 6 : Ecogramme d'aptitude du douglas (Petit et al., 2017).

Le douglas a une faible tolérance à l'ombrage au stade juvénile. Par la suite de son développement, celui-ci exige la pleine lumière et supporte la compétition latérale (Spiecker *et al.*, 2019) .

2.2.3. Croissance et régénération

Le douglas atteint la maturité sexuelle vers 10 ans. Des fructifications abondantes sont observées dès 20 ans. Les fruits sont des cônes contenant des graines ailées. Ils sont disséminés à l'aide du vent et des animaux. Les fructifications ont lieu tous les trois à cinq ans. Les graines sortent de dormance par une période de quatre à six semaines au froid humide (3°C). La régénération asexuée n'est pas observée dans la nature (Petit *et al*., 2017).

La croissance du douglas est précoce, rapide et soutenue. A maturité, les arbres peuvent atteindre plus de 40 m (Figure 7). Le douglas est l'essence la plus productive utilisée en Wallonie avec un accroissement moyen en volume depuis la plantation de 15 à 25 m³/ha/an vers 60 ans. Ainsi, le douglas est exploité relativement tôt entre 55 à 80 ans, en fonction de l'indice de fertilité. En terme de comparaison, l'épicéa a un accroissement moyen en volume de 10 à 20 m³/ha/an (Périn *et al.*, 2016). C'est grâce à cette productivité importante et à son aptitude face aux changements climatiques que les peuplements de douglas sont considérés comme compétitifs par rapport aux peuplements d'épicéa intolérants aux sécheresses estivales.

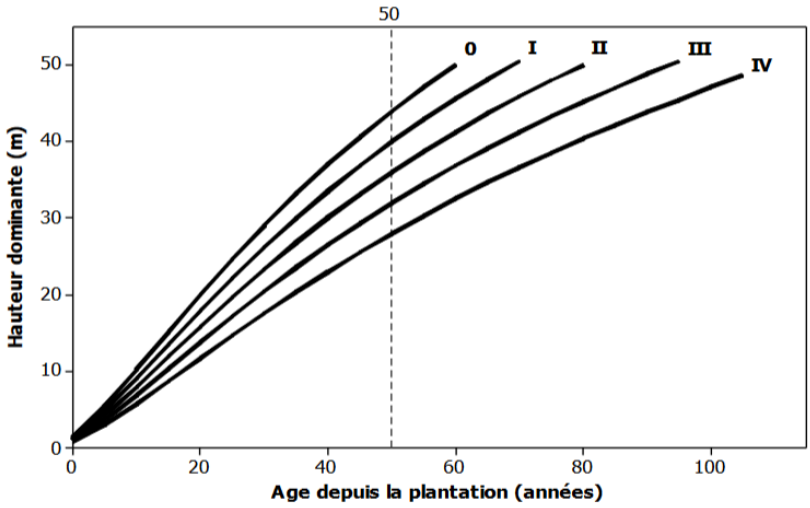


Figure 7: Courbes de hauteur dominante-âge selon les cinq classes de fertilités (28, 32, 36, 40 et 44 m) (Périn et al., 2016).

2.2.4. Aspects sylvicoles et technologiques

Le douglas a un potentiel biologique faible. Son couvert dense limite l'installation d'autres espèces sensibles à l'ombrage. Ensuite, la décomposition de la litière du douglas est lente (mais plus rapide que celle de l'épicéa). Enfin, son enracinement oblique permet une bonne fixation et structure du sol (Petit *et al.*, 2017).

Le douglas produit un bois de couleur brun rosé où l'aubier et le duramen sont distincts. Le fil est droit et le grain est moyen. Malgré sa croissance rapide, le douglas fait partie des résineux les plus lourds avec une densité moyenne d'environ 506 kg/m³ (Pollet *et al.*, 2018). De plus, son module d'élasticité est supérieur à 12 000 MPa, ce qui est particulièrement élevé (Ferron, 2014). Le duramen du douglas est le plus durable avec celui du mélèze. L'aubier n'est pas durable mais facilement imprégnable, à l'inverse du duramen. Le douglas se sèche facilement et se déforme peu. L'usinage et le collage du douglas est facile, ce qui convient à la fabrication des lamellés-collés. Grâce à ses caractéristiques mécaniques et à sa résistance aux attaques d'insectes xylophages et de champignons, le douglas est une des essences les plus polyvalentes du marché belge (*France Douglas*, s. d.).

2.3. Douglas en Wallonie

2.3.1. Distribution et sylviculture

La surface occupée en Wallonie par les peuplements de douglas purs est de 23 000 ha soit environ 5% des surfaces productives de la forêt wallonne. Plus de la moitié de cette surface sont des bois privés, les autres sont gérés par le Département de la Nature et de la Forêt (DNF, SPW). Le douglas, généralement en mélange avec l'épicéa, recouvre environ 14 000 ha (OEWB, 2021). L'essentiel des peuplements de douglas purs et mélangés se trouvent en Ardenne puis en région Fagne-Famenne (Figure 8). Ensuite, 92% des peuplements se trouvent sur des sols caillouteux (nomenclature G selon la CNSW), 88% sur des sols à drainage normal (nomenclature b selon la CNSW) et 55% sur des sols à charge caillouteuse supérieure à 50% (Alderweireld *et al.,* 2015). Enfin, les proportions de peuplements de douglas en classe de productivité 1 et 2 valent, respectivement, 55% et 30% (Bievelet *et al.*, 2007).

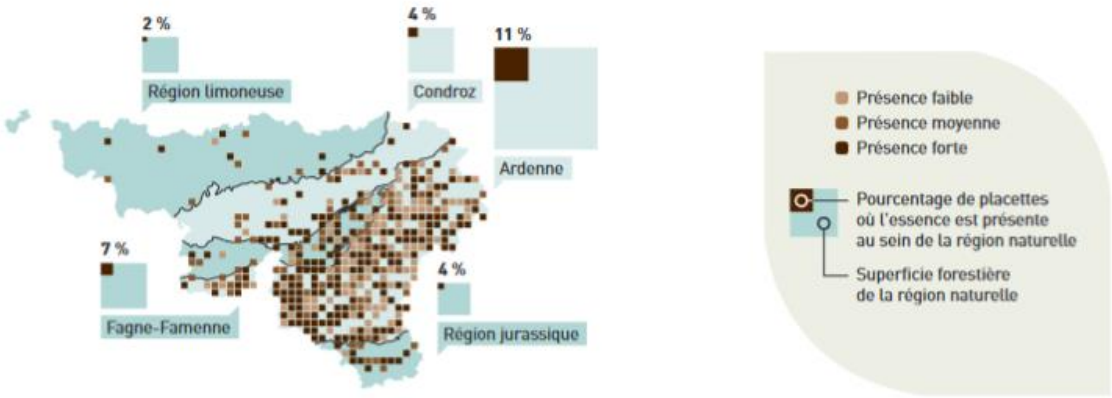


Figure 8 : Distribution des peuplements de douglas en Région wallonne (Petit et al., 2017).

Dans l'inventaire forestier wallon de 1994 à 2012, le nombre de tige moyen pour les peuplements de douglas purs en Wallonie est de 810 tiges/ha. La circonférence moyenne est de 75 cm, la surface terrière moyenne est de 36,6 m²/ha et le volume est de 381,4 m³/ha. La Figure 9, présentant l'évolution de la surface par classe d'âge dans des peuplements de douglas purs entre 1984 et 2008, illustre l'historique des plantations de douglas en Région wallonne. Dans les années 80, des replantations intenses de douglas ont eu lieu, ce qui se traduit par une proportion importante des peuplements de moins de 30 ans. En 2008, les peuplements ont vieilli et l'effort de plantation s'est maintenu.

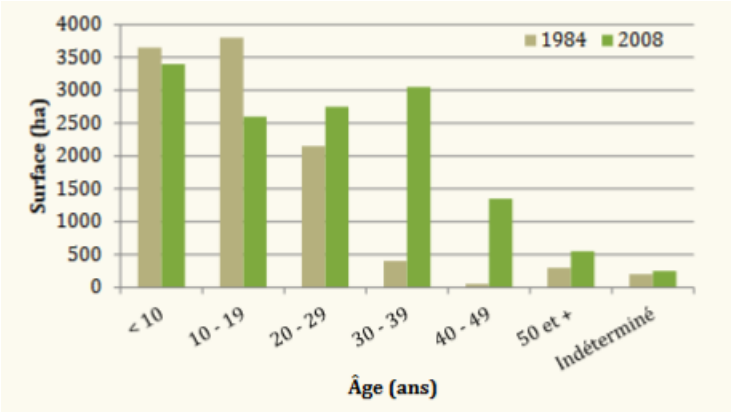


Figure 9 : Evolution de la surface par classe d'âge pour les peuplements de douglas en Région wallonne (Alderweireld et al., 2015).

Ensuite, le douglas présente un accroissement moyen périodique en circonférence de 2,3 cm/an soit une largeur de cerne de 3,7 mm (Bievelet *et al.*, 2007).

En 2021, le volume sur pied est de 7 818 616 m³. L'accroissement de 395 849 m³/an et le taux de récolte de 221 925 m³/an montrent une tendance à la capitalisation du douglas (OEWB, 2021).

2.3.2. Etat sanitaire

En 2013, le mauvais état sanitaire des peuplements de douglas inquiète. En effet, des phénomènes de décoloration du houppier sont observés à la fin de l'hiver. La présence de la

rouille suisse a, tout d'abord, été mise en évidence dans un certain nombre de peuplements de douglas en Wallonie (OWSF, 2014).

Cette maladie causée par un champignon pathogène *Phaeocryptopus gaeumannii* infecte les jeunes pousses au printemps. Lorsqu'il produit ses fructifications, celles-ci obstruent les stomates induisant la chute des aiguilles (Figure 10). La rouille suisse est favorisée par l'humidité de l'air. Les aiguilles les plus âgées sont touchées et si l'infection est importante, seules les aiguilles de l'année restent sur le rameau (OWSF, 2015). Depuis 2017, les attaques par ce pathogène sont moins fréquentes grâce aux conditions climatiques moins favorables (OWSF, 2019).

Figure 10 : Douglas infecté par la rouille suisse (OWSF, 2017).

Cependant, ce champignon n'est pas le seul responsable de ce mauvais état. En 2015, deux autres causes sont trouvées : le champignon pathogène *Sirococcus conigenus* provoquant les brûlures de pousses et le ravageur *Contarinia pseudotsugae* causant la cécidomyie des aiguilles du douglas (OWSF, 2016).

En ce qui concerne *Sirococcus conigenus*, ce champignon crée des nécroses sur les rameaux de l'année (Figure 11). Les semis y sont particulièrement sensibles et peuvent en mourir. Le climat joue un rôle important sur le développement du champignon qui profite des températures douces et humides (OWSF, 2017).

Figure 11 : Rameau de douglas nécrosé par Sirococcus conigenus (OWSF, 2017).

Contarinia pseudotsugae est un diptère originaire d'Amérique qui pond ces œufs au début du printemps sur les bourgeons. Les larves pénètrent ensuite dans les aiguilles de l'année en causant des galles, ce qui les fait tomber (Figure 12). Dans son aire d'origine, ce diptère est le ravageur causant le plus de dégâts au douglas. En 2017, un quart des sites observés avait plus de 40,5% des aiguilles attaquées (OWSF, 2019). Depuis 2021, une diminution des attaques est observée (OWSF, 2022)

Figure 12 : Aiguilles de douglas attaquée par Contarinia pseudotsugae (OWSF, 2017).

Cependant, les premières mortalités de douglas ont été observées en 2022 et l'armillaire pourrait en être la cause (OWSF, 2023). L'armillaire est un champignon pathogène s'attaquant aux racines pouvant induire par un dessèchement la mort de l'arbre. De plus, les armillaires sont connus pour se développer après des épisodes de sécheresse. Le douglas est sensible aux attaques d'armillaire à cause de la nature des sucres présents dans ses racines et à une plus faible teneur en tanins dans l'écorce racinaire.

Finalement, il est important de rappeler que c'est la combinaison entre les épisodes de sécheresse et les attaques de ravageurs ou de pathogènes qui induit une vulnérabilité plus importante chez le douglas (Desprez Loustau *et al.,* 2006).

2.4. Potentiel d'avenir du douglas

Grâce à son aire d'origine et aux contraintes climatiques qui en découlent, le douglas a longtemps été considéré comme ayant un bon potentiel d'avenir dans le contexte de changement climatique, notamment de par sa résistance aux sécheresses. Plusieurs études montrent en effet que le douglas semble mieux adapté aux conditions plus sèches que d'autres espèces européennes comme l'épicéa ou le mélèze (Eilmann & Rigling, 2012; Lévesque *et al*., 2013; Vitali *et al.*, 2017). Cependant, d'autres études remettent cette capacité en doute depuis le début du 21eme siècle (Sergent *et al.,* 2012; Vejpustková & Cihák, 2019)

En effet, en 2003, les premiers symptômes visuels de dépérissements sont apparus notamment dans les peuplements de douglas européens. Pendant cette année, une canicule a frappé l'Europe pendant 15 jours et le record historique de température a été atteint au Portugal avec 47,7°C le 1er aout. De plus, en France, une sécheresse printanière a précédé cette canicule. Le premier symptôme découvert chez le douglas est une coloration anormale des aiguilles résultant de la fermeture des stomates en réponse à une trop forte demande atmosphérique et un déficit hydrique édaphique. Par la suite, d'autres symptômes de dépérissements sont apparus comme la perte des aiguilles. La mort des branches et même la mort de l'arbre peuvent survenir si la sécheresse augmente en intensité et en longueur provoquant la cavitation, voir l'embolie généralisée, du xylème (Sergent *et al.*, 2012).

D'autres dépérissements avaient déjà été observés lors des sécheresses de 1989, 1991 et 1996. De plus, une diminution significative d'environ 30,5% de la croissance radiale a été

constatée en 2003. En effet, la croissance est influencée négativement par l'intensité du déficit hydrique édaphique. A l'inverse, la fertilité du sol a une influence positive sur la croissance du douglas. Lorsque le stress hydrique édaphique est élevé, la croissance du douglas ne repart pas nécessairement à la hausse. En effet, la réduction du LAI, la perte des aiguilles et les dommages hydrauliques doivent être réparés afin de récupérer le fonctionnement d'avant le stress hydrique (Sergent *et al.*, 2012).

Des études ont été réalisées pour déterminer le potentiel d'adaptation du douglas aux sécheresses (Chauvin, 2019). Ainsi, il a été démontré qu'il existait une différenciation entre provenances dans l'aire d'origine pour certains traits liés à la résistance à la sécheresse comme : la conductivité et résistance à l'embolie des branches, la microdensité du bois et l'anatomie des trachéides du xylème. En effet, les différentes conditions climatiques des provenances ont structuré la variation phénotypique. Dès lors, le douglas présente un potentiel d'adaptation pour la résistance à la sécheresse dans son aire naturelle.

En Europe, lors de la sécheresse de 2003, Martinez-Meier *et al.* (2008) ont découvert que les douglas ayant survécu avaient, en moyenne, une densité du bois significativement plus élevée. Cette densité élevée est causée par une plus grande densité moyenne de cernes due à une proportion de bois final plus importante. Le bois final produit lorsque la disponibilité en eau devient limitée présente des trachéides ayant des lumens étroits et des parois épaisses. Certes, ces trachéides perdent en efficacité de conductivité de l'eau mais elles seraient plus résistantes à la cavitation que des trachéides à large lumen et fines parois produites dans le bois initial. Ces observations renforcent l'idée du potentiel adaptatif de la densité du bois dans la résistance à la sécheresse. Domec & Gartner (2002) ont montré que le ratio élevé bois final/bois initial pourrait être un trait d'adaptation hydraulique du douglas lié à la plasticité du xylème. De plus, la capacité de stockage de l'eau dans le bois final devenant disponible pour l'arbre lors de la duraminisation du bois initial est également une hypothèse.

2.5. Modélisation du bilan hydrique

2.5.1. Généralités

Pour réaliser le bilan hydrique d'un peuplement forestier, il faut quantifier les variations de la quantité d'eau disponible dans le sol sur un intervalle de temps fixé. Pour cela, il faut considérer le peuplement forestier comme un système composé d'un compartiment aérien où se réalise l'interface avec l'atmosphère et d'un compartiment racinaire à l'interface entre les racines et le sol. Ainsi, les arbres qui occupent le peuplement forestier sont en interaction avec le climat et avec le sol. La structure, la

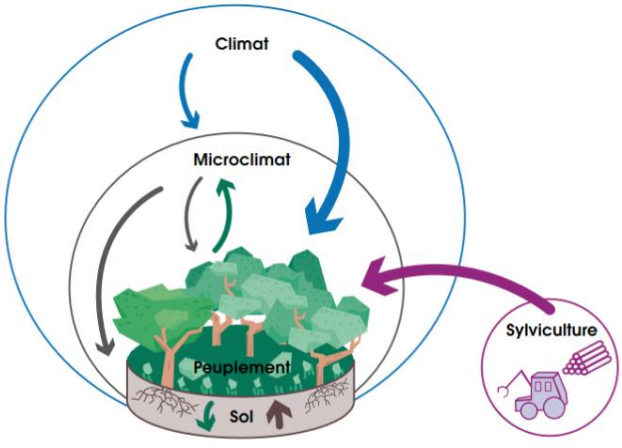


Figure 13 : Interactions entre climat, peuplement et sol (Bertin et al., 2016).

composition, l'âge et la situation topographique et géologique des peuplements forestiers peuvent modifier localement les conditions climatiques en créant un microclimat (Figure 13).

La résolution d'une équation de conservation de la matière qui peut s'écrire comme l'équation (1) permet d'obtenir le bilan hydrique forestier, représenté à la Figure 14.

$$\Delta W = P - T - In - E - D +/- X \quad (1)$$

Avec

- ΔW, la variation du contenu en eau du sol ;
- P, les précipitations ;
- T, la transpiration des arbres ;
- In, l'interception des précipitations par les arbres ;
- E, l'évaporation du sol et la transpiration du sous-étage ;
- D, le drainage ;
- X, le ruissellement.

Les flux entrants sont composés essentiellement par les précipitations. Des remontées capillaires peuvent également être observées dans certaines conditions. Enfin, le ruissellement peut être considéré comme un flux entrant et un flux sortant.

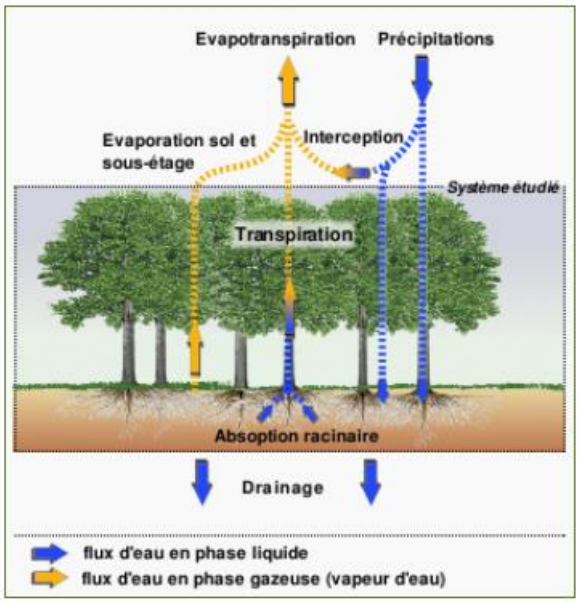


Figure 14 : Représentation des flux entrants et sortants du bilan hydrique forestier (Granier et al., 1999).

Les flux sortants sont plus nombreux. Tout d'abord, la transpiration d'un peuplement forestier est fortement influencée par sa surface foliaire maximale, sa distribution spatiale et par la régulation stomatique. La dynamique de consommation en eau, qui est modulée par la phénologie du peuplement, dépend de la demande transpiratoire atmosphérique et de la disponibilité en eau du sol (Bertin *et al.*, 2016). L'évapotranspiration potentielle (ETP) quantifie cette demande transpiratoire atmosphérique. L'ETP se calcule à l'aide de l'équation de Penman-Monteith (Allen *et* al., 1998) avec les paramètres climatiques suivants :

- le rayonnement solaire [J/m²] ;
- la température moyenne de l'air [C°] ;
- l'humidité relative de l'air [Pa] ;
- la vitesse du vent [m/s].

Une partie de l'eau amenée par les précipitations est interceptée par le couvert végétal et sera évaporée directement. L'intensité et la nature de la précipitation, l'évapotranspiration potentielle, le type de végétation et l'indice foliaire vont influencer la quantité d'eau

interceptée. Pour les espèces décidues, l'interception est quasi nulle en hiver puis augmente jusqu'à atteindre un maximum en été et diminue en automne lors de la chute des feuilles. Pour ces espèces, l'ordre de grandeur de l'interception annuelle est de 10 à 15% des précipitations totales. Pour les espèces sempervirentes, dont l'interception intervient toute l'année, l'ordre de grandeur est de 40% des précipitations annuelles totales pour les espèces à fort indice foliaire (Aussenac, 1968).

L'évapotranspiration réelle (ETR) est la somme de la transpiration des arbres, l'interception des précipitations et l'évaporation du sol et du sous-étage. Celle-ci peut aussi être obtenue en utilisant la rapport ETR/ETP qui est de l'ordre de 0,75 pour un couvert forestier fermé (LAI>6).

Il existe différents types de modèles de bilan hydrique qui diffèrent par leur objectif, les données d'entrées, leur complexité et leur résolution spatiale et temporaire (Granier *et al.*, 1999). L'objectif premier d'un modèle de bilan hydrique est de prédire les variations temporelles du contenu en eau du sol et d'évaluer les conditions de stress hydrique vécues par un peuplement (Courbet *et al.*, 2022). Il existe des modèles simplifiés qui calculent des indices climatiques et des modèles mécanistes se basant sur les processus physiologiques des couverts forestiers, comme HETEROFOR (Jonard *et al.*, 2020).

2.5.2. BILJOU©

Dans cette étude, le modèle de bilan hydrique forestier journalier BILJOU©, un outil de simulation en ligne, est utilisé. L'Unité mixte de recherche Silva a développé ce modèle pour quantifier l'intensité et la durée des sécheresses dans les peuplements forestiers. A l'aide des paramètres d'entrée simples et de données météorologiques, le modèle estime les termes principaux du bilan hydrique forestier comme le contenu en eau, la transpiration et l'interception du peuplement et le drainage. Ainsi, des indices de stress hydrique saisonnier et annuel peuvent être obtenus pour caractériser les sécheresses. En effet, celles-ci peuvent affecter les processus physiologiques et la croissance des arbres sur une longue période (Granier *et al.*, 1999). Le modèle BILJOU© a déjà été utilisé pour mettre en lien les effets des sécheresses édaphiques sur la physiologie des arbres (Bréda, 1994), pour évaluer l'évapotranspiration réelle, ses composantes et sa régulation dans un peuplement composé (Soubie, 2014) et pour estimer le bilan hydrique et le risque de stress hydrique dans des peuplements d'avenir (Manise, 2012; Manise & Vincke, 2014).

En ce qui concerne les paramètres d'entrée, les données météorologiques journalières suivantes sont utilisées par le modèle pour calculer l'ETP (*Biljou - Modélisation du bilan hydrique*, s. d.):

- précipitations [mm] ;
- température moyenne de l'air [°C] ;
- humidité relative [%] ;
- vitesse du vent [m/s] ;
- rayonnement global [J/cm²].

Les paramètres suivants définissant le peuplement et le sol sont également nécessaires (*Biljou - Modélisation du bilan hydrique*, s. d.):

- le type de peuplement : décidu ou sempervirent ;
- pour les peuplements décidus : les dates de débourrement et de chute des feuilles ;
- l'indice foliaire maximum (LAImax) ;
- le nombre d'horizons sur la profondeur totale considérée: 2 ou 3
- les caractéristiques hydrique et physique de chaque horizon :
    - l'épaisseur des horizons [cm] ;
    - la réserve en eau utile maximum [mm] ;
    - la densité apparente de l'horizon [g/cm³] ;
    - l'humidité pondérale au point de flétrissement permanent [g d'eau/g de sol) ;
    - la fraction de racines fines.

Le modèle BILJOU© est itératif et calcule la variation du contenu en eau du sol au pas de temps journalier avec l'équation (1). La seule modification ayant lieu concerne les ruissellements qui ne sont pas pris en compte car la situation topographique des peuplements induit que les flux de ruissellements entrants sont égaux aux flux sortants. De plus, BILJOU© est un modèle en une dimension qui ne prend en compte que les flux d'eau verticaux (*Biljou - Bilan hydrique*, s. d.).

Le 1er janvier de la première année de la simulation, la réserve en eau du sol correspond à sa valeur maximale. Pour obtenir la réserve en eau utile maximale du profil, l'eau utile maximale est tout d'abord calculée pour chaque horizon avec l'équation (2).

$$EUM = (Wfc - Wwp) * \frac{\rho a}{\rho e} * \frac{100 - \%EG}{100} * \Delta z_i \qquad (2)$$

Avec

- EUM, l'eau utile maximale [mm d'eau]
- Wcc, la teneur en eau massique à la capacité au champ ;
- Wwp, la teneur en eau massique au point de flétrissement permanent ;
- ρa, la densité apparente du sol et ρe, la densité apparente de l'eau [g/cm³] ;
- $\%EG$, la proportion volumique des éléments grossiers dans l'horizon i ;
- Δz_i, l'épaisseur de l'horizon i [mm].

L'équation (3) permet d'obtenir la réserve eau utilise maximale du profil.

$$RUM = \sum_{i=1}^{n} EUM \qquad (3)$$

Avec

- RUM, la réserve en eau utile maximale [mm d'eau]

Chaque jour, le modèle raisonne de cette façon (*Biljou - Modélisation du bilan hydrique*, s. d.) :

1. Calcul de l'ETP à l'aide de l'équation de Penman-Monteith et des données météorologiques.

2. Calcul de l'interception des précipitations et de la pluie sous couvert. Dans ce modèle, l'interception des précipitations est calculée à l'aide de l'équation (4) (Aussenac, 1968) :

$$In = P - \exp\left(a + b\frac{R}{Ro} + cP + dP^2\right) \quad (4)$$

Avec

- In, l'interception ;
- P, les précipitations ;
- a, b, c et d, les constantes ;
- $\frac{R}{Ro}$, l'interception lumineuse avec R, le rayonnement transmis, et Ro, le rayonnement incident.

L'interception lumineuse est calculée par l'équation (5) (Bréda *et al.*, 2002) en inversant la loi de Beer-Lambert et en utilisant le LAI et k, le coefficient d'extinction lumineuse, valant 0,5 dans ce modèle :

$$LAI = -\frac{\ln\left(\frac{R}{Ro}\right)}{k} \quad (5)$$

Par conséquent, les pluies arrivant sous couvert sont le résultat de la différence entre les précipitations et l'interception des précipitations.

3. Calcul de l'évapotranspiration de la strate herbacée : L'évapotranspiration du sol et du sous-étage est proportionnelle à l'énergie qui les atteint quand l'eau n'est pas limitante. L'énergie disponible sous la canopée dépend du LAI et du rayonnement hors couvert. Dans le modèle BILJOU©, cette énergie est obtenue grâce à la fonction de Beer-Lambert et du coefficient d'extinction lumineuse (Granier *et al.*, 1999).

4. Calcul de la transpiration : Une relation forte entre la transpiration (T) et l'ETP existe quand l'état hydrique édaphique n'est pas limitant. Ainsi, lorsque le LAI du peuplement est inférieur à 6, le rapport T/ETP est obtenu en multipliant le LAI par 0,125. Lorsque le LAI excède 6, ce rapport vaut 0,75 (Bréda & Granier, 1995).

   Le rapport T/ETP diminue linéairement lorsque le stress hydrique édaphique est tel qu'il devient limitant pour la transpiration, c'est-à-dire lorsque la réserve en eau du sol relative (REW) est inférieure à 0,4 (Figure 15). C'est à ce seuil qu'une succion importante est nécessaire pour l'extraction de l'eau par les racines, que les stomates se ferment pour réguler la transpiration et que l'arrêt de la croissance radiale est observé.

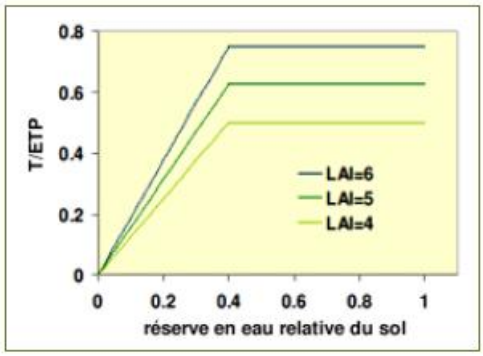


*Figure 15: Ratio T/EPT en fonction de la réserve en eau relative du sol (REW). Les courbes bleues, vertes et jaunes représentent, respectivement, un LAI de 6, 5 et 4 (*Biljou - Modélisation du bilan hydrique*, s. d.).*

L'équation (6) est utilisée pour calculer la REW (*Biljou - Indicateurs de sécheresse*, s. d.) :

$$REWj = \frac{Rj - Rmin}{RU} \qquad (6)$$

Avec

- $REWj$, la réserve en eau utile relative au jour j ;
- Rj, la réserve en eau du sol au jour j [mm] calculée sur la profondeur utile ;
- $Rmin$, la réserve minimale observée au point de flétrissement permanent [mm] ;
- RU, la réserve utile du sol obtenue en faisant la différence entre la réserve en eau du sol à la capacité au champ et celle au point de flétrissement permanent [mm].

La REW permet de savoir si les arbres sont soumis ou non à un stress hydrique.

5. Ajout de la pluie arrivant au sol dans la réserve en eau du sol. L'absorption de l'eau par les racines est proportionnelle à la densité racinaire. La totalité de l'absorption de l'eau pour tous les horizons équivaut à la somme de la transpiration des arbres et du sous-étage. Dans chaque horizon, la quantité d'eau qui s'infiltre est divisée en deux parties dont la proportion dépend de la distribution de la porosité. Une partie de l'eau va migrer rapidement à travers la macroporosité vers l'horizon suivant. L'autre partie va être stockée dans la microporosité en réhumectant l'horizon. Quand une couche est réhydratée jusqu'à atteindre la capacité au champ, l'excès d'eau va vers l'horizon suivant par drainage.

6. Soustraction de l'évapotranspiration du sol et de la strate herbacée dans l'horizon superficiel ;

7. Soustraction de la transpiration dans les différents horizons ;

8. Calcul de la nouvelle réserve utile en eau du sol et de REW avec l'équation (6).

Pour les peuplements décidus, le modèle prend en compte le développement phénologique pour l'interception des précipitations et la transpiration en pondérant ces flux lors des phases d'expansion foliaire et de sénescence (*Biljou - Modélisation du bilan hydrique*, s. d.).

Le modèle BILJOU© produit des résultats journaliers et annuels. L'interception des précipitations, l'évapotranspiration réelle et potentielle, la transpiration du peuplement, et le drainage sont calculés journalièrement et annuellement. La réserve en eau du sol et la REW font également partie des résultats journaliers comme détaillés précédemment. Chaque année, trois indicateurs écophysiologiques de sécheresse sont calculés si la réserve relative en eau est inférieure au seuil critique de la REW de 0,4 (Figure 16). Le premier indicateur dénombre le nombre de jours où REW est inférieure à 0,4, c'est la durée du déficit hydrique. Ensuite, la date de début du déficit hydrique, c'est-à-dire le premier jour où REW descend sous 0,4. Finalement, l'indice de stress hydrique est calculé en sommant les écarts journaliers entre la réserve en eau relative et la valeur de 0,4, le tout divisé par 0,4.

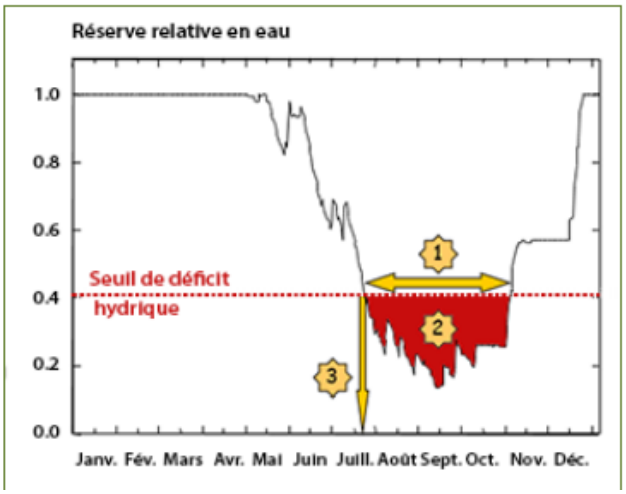


Figure 16 : Trois indicateurs écophysiologiques de sécheresse édaphique (Granier et al., 1999).

3. Matériel et méthode

3.1. Sélection et caractéristiques des sites sélectionnés pour ce mémoire

Les sites choisis pour la réalisation des mesures de ce mémoire proviennent d'un plus large ensemble de 24 sites qui ont été sélectionnés par Camille Guisset pour la réalisation de sa thèse sur l'étude de la vulnérabilité du douglas dans un contexte environnemental changeant au travers d'une analyse dendrochronologique. La sélection des sites de son étude est basée sur plusieurs critères concernant le climat, la topographie, le sol et le peuplement. Ces critères sont détaillés en Annexe 1.

Les 24 sites se situent dans les zones bioclimatiques Ardenne centro-orientale, Basse et moyenne Ardenne, ou Haute Ardenne. Plus de 70% des douglasaies sont dans ces zones (Alderwereild *et al.,* 2015). Ensuite, les sites avec une pente maximum de 7% et n'étant pas situés en bas de pente ou en fond de vallée ont été sélectionnés pour s'assurer que les apports d'eau proviendront essentiellement des précipitations. Les sites sont présents sur des sols similaires d'un point de vue géochimique mais avec des réserves en eau contrastées. Ainsi, les 24 sites se situent sur des sols Gbb selon la nomenclature de la CNSW, ce qui est le cas de 90 % des peuplements de douglas en Wallonie (Alderweireld *et al.*, 2015). Sur base de cette nomenclature, une distinction a été faite entre deux groupes de sols avec des réserves en eau contrastées :

- Groupe « Réserve en eau utile maximale élevée (RUM+) » incluant les sols peu caillouteux (5-15%) et profonds à moyennement profonds (>80cm) ;
- Groupe « Réserve en eau utile maximale faible (RUM-) » correspondant aux sols caillouteux à très caillouteux (>15%) et peu profonds à superficiels (<80cm).

Enfin, les peuplements ont une superficie d'au moins 0,5 hectares. Les douglas y représentent minimum 80% de la surface terrière, et ont été plantés entre 1954 et 1973. De plus, les douglas doivent présenter une défoliation de maximum 20% dans la partie supérieure du houppier. Afin de pouvoir comparer la densité des différents peuplements, la surface terrière à mi-rotation a été calculée à partir de la surface terrière actuelle mesurée sur le terrain au relascope et de celle de l'année de la dernière éclaircie, en considérant une rotation de 6 ans. Les accroissements utilisés pour le calcul sont issus des nouvelles normes sylvicoles pour les peuplements de douglas (Périn *et al.*, 2016). La gamme de surfaces terrières à mi-rotation couverte par l'échantillonnage s'étend de 30 à 52 m^2/ha.

En 2021, des mesures dendrométriques ont été réalisées dans les 24 sites où 3 ou 4 placettes circulaires de 7 ares, comprenant au minimum 10 arbres, ont été installées. La circonférence à 130 cm de haut et la hauteur dominante de chaque arbre ont été mesurées.

Ensuite, C. Guisset et son équipe ont carotté quinze arbres dominants sur chacun des sites. Deux carottes ont été prélevées pour chacun des quinze arbres perpendiculairement à 130 cm de haut, dans les directions Nord et Est, avec une tarière de Pressler motorisée. Puis, les largeurs d'aubiers et d'épaisseurs d'écorce ont notamment été mesurées pour les deux carottes de chaque arbre.

Dans le cadre de ce mémoire, afin de constituer un échantillon représentatif de la diversité des situations rencontrées dans la zone d'étude, quatre sites ont été sélectionnés sur base de leurs caractéristiques dendrologiques et pédologiques (Figure 17). Ainsi, pour chacun des deux groupes de sols à réserves en eau contrastées, deux sites avec des densités contrastées ont été choisis. Par conséquent, pour le groupe RUM+, ce sont les sites identifiés MEN (Menuchenet) et BAI (Baillamont) qui ont été choisis avec des surfaces terrières à mi-rotation de respectivement 33,9 et 46 m²/ha. Pour le groupe RUM-, les sites RE2 (Redu) et VIV (Vivy) ont été sélectionnés avec des surfaces terrières à mi-rotation de respectivement 39,2 et 44,9 m²/ha. Enfin, la proximité géographique inter-sites et avec d'autres sites d'études (voir section 3.2.1) a également été prise en compte lors de la sélection des sites.

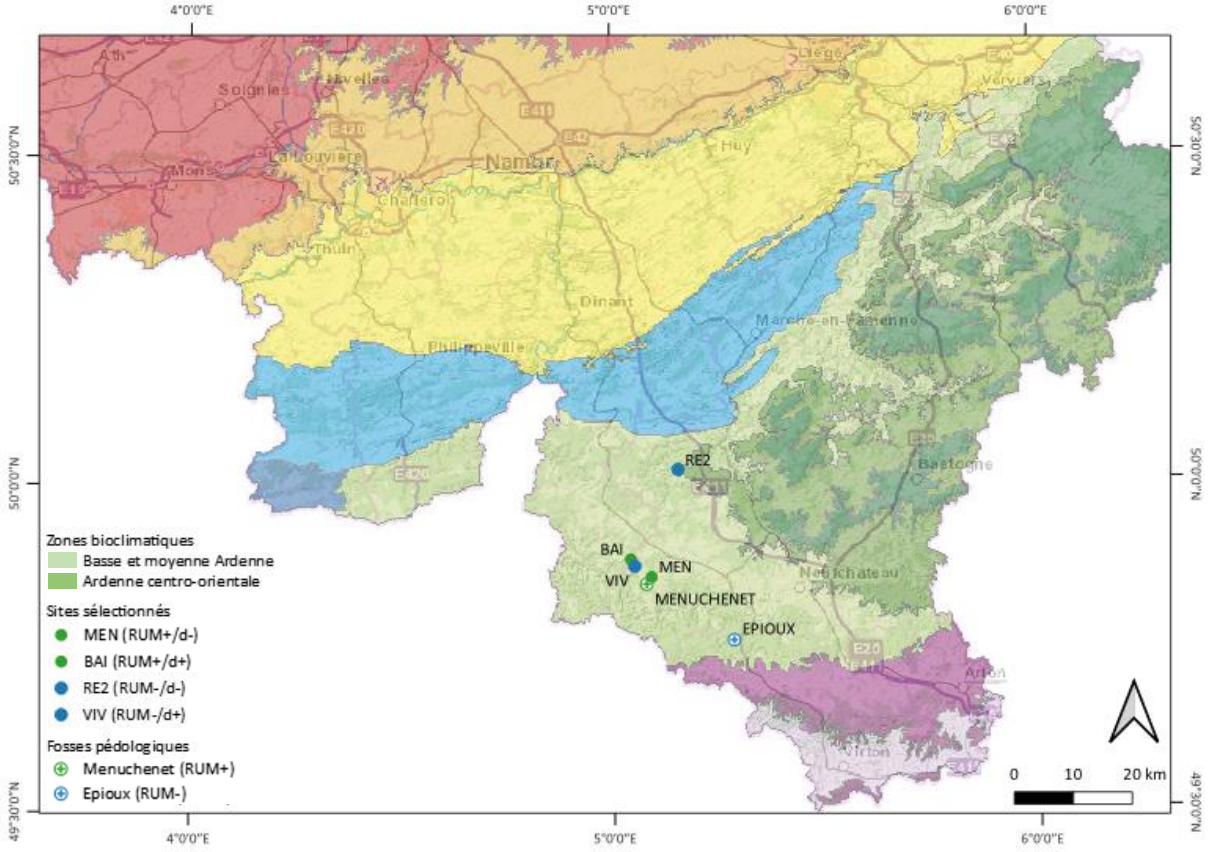


Figure 17: Localisation des sites et des fosses pédologiques sélectionnés en Région wallonne.

Les données climatiques, fournies par l'IRM, sont identiques pour trois sites (BAI, MEN et VIV) car ils sont très proches géographiquement (Tableau 1). Le site RE2 présente des données climatiques différentes, surtout P-ET0 qui est significativement inférieur. L'altitude des sites varie entre 401 et 422 m. Les peuplements sont situés sur des sols semblables pédologiquement et ont été plantés entre 1965 et 1970. La hauteur dominante est assez proche pour les quatre sites et varie entre 37 et 38,7 m, ce qui correspond à une classe de productivité 2. La densité est inférieure à 38 m²/ha pour les sites de niveau de densité faible « d- » et supérieure à 46 m²/ha pour les sites de niveau de densité élevée « d+ ».

Tableau 1: Caractéristiques des sites et des peuplements avec T.moy, la température moyenne sur la période 1961-2022 en °C ; P.moy, la moyenne de la somme des précipitations annuelles sur la période 1961-2022 en mm ; P-ET0, le déficit hydrique climatique annuel moyen sur la période de 1961-2022 en mm (calculé) ; Alt, l'altitude en m ; Hdom, la hauteur dominante en m ; G, la surface terrière en m²/ha (mesurée) ; G mi-R, la surface terrière à mi-rotation en m²/ha (estimée).

ID	Site	Localisation	T.moy. [°C]	P.moy. [mm]	P-ET0 [mm]	Alt. [m]	Sol	Groupe Sol	Année de plantation	Hdom [m]	G (G mi-R) [m²/ha]	Niveau densité
BAI	Baillamont	49.8717, 5.0768	8,3	1281	678	422	Gbb0_1	RUM+	1968	37	47,2 (46)	d+
MEN	Menuchenet	49.8717, 5.0768	8,3	1281	678	401	Gbbz	RUM+	1970	37,9	36,3 (33,9)	d-
RE2	Redu	50.0063, 5.1482	8,6	1063	475	416	Gbbfi2	RUM -	1965	37,9	38,1 (39,2)	d-
VIV	Vivy	49.8717, 5.0768	8,3	1281	678	402	Gbbfi2	RUM-	1966	38,7	46,1 (44,9)	d+

3.2. Elaboration d'une base de données sol-peuplement-climat

3.2.1. Données pédologiques

Les données pédologiques utilisées pour la paramétrisation du modèle proviennent de l'étude de A. Doat (UCLouvain), qui réalise une étude sur les propriétés hydriques et porales des sols forestiers ardennais wallons, en vue d'évaluer leur réserve utile maximale. A. Doat a sélectionné 11 sites en Région Wallonne, qui correspondent aux critères suivants :

- Représentativité surfacique : Texture « G », drainage « a, b, c, s, A, B ou D » ;
- Pente < 7% ;
- Peuplement : hêtraie ;
- Aspect bioclimatique (répartition des sites).

La majorité de ces 11 sites est située dans les mêmes zones bioclimatiques et sur le même type de sol que les quatre sites sélectionnés pour cette étude.

La campagne d'échantillonnage a débuté au milieu de l'année 2020 et s'est terminée fin 2021. L'échantillonnage suivant a été réalisé sur chaque site et est détaillé dans l'Annexe 2 :

- Fosses pédologiques jusqu'à la profondeur maximal de 2 m ;
- Description du profil, détermination des horizons ;
- Estimation volumique des éléments grossiers ;
- Mesure de la teneur en eau au point de flétrissement permanent ;
- Mesure de la courbe de rétention sur agrégats ;
- Détermination de la masse volumique apparente des agrégats (terre et des graviers < 2cm) ;
- Comptage racinaire des fines racines (ϕ < 3 mm)

Les mesures de laboratoires ont concerné :

- Masse volumique apparente (ρ; g/cm^3)
- Courbes de rétention (teneur en eau-succion).

Les données de propriétés hydriques et porales des sols étudiés sont injectés dans l'équation (2) pour obtenir l'EUM puis l'équation (3) est utilisée pour calculer la RUM.

Pour s'assurer que les données pédologiques de A. Doat puissent être utilisées pour caractériser les quatre sites sélectionnés pour cette étude, une mini-fosse pédologique a été réalisée dans chaque site. Les mini-fosses d'une profondeur de 60 cm et de 40 cm de largeur ont été creusées à l'aide d'une bêche à 2 m d'un arbre de circonférence moyenne, dominant et non-défolié. Ensuite, une description simplifiée du profil a été réalisée. La distinction des horizons s'est faite principalement sur base de la texture, évaluée au toucher, et de la couleur. L'épaisseur de chaque horizon a été mesurée et la charge caillouteuse évaluée selon la méthode du FEE (Annexe 3). Finalement, la présence de traces d'hydromorphie a également été recherchée.

Ensuite, une sélection a été menée pour choisir parmi les 11 fosses étudiées par A. Doat celles correspondant aux caractéristiques relevées sur les quatre sites d'étude en peuplement de Douglas. Les critères considérés sont la texture, la charge caillouteuse et l'épaisseur des horizons. La distance géographique a également été prise en compte. Deux fosses de A. Doat ont été sélectionnées (Figure 17). Les données de l'une (Epioux) seront utilisées pour les deux sites RUM- et celles de l'autre (Menuchenet) pour les sites RUM+.

Le modèle BILJOU© ne permet la paramétrisation que selon deux ou trois horizons, peu importe la profondeur totale considérée. Ainsi, pour construire ces horizons dans les fichiers paramètres, les horizons observés dans les fosses ont été associés entre eux selon leurs caractéristiques pédologiques similaires (densité apparente, proportion d'éléments grossiers et EUM) en réalisant une moyenne pondérée.

3.2.2. Données biologiques

A. Profils racinaires

Le profil racinaire décrit l'évolution de la proportion relative des fines racines (ϕ < 3 mm) avec la profondeur du sol. Afin d'obtenir les valeurs de fraction racinaire par horizon, nécessaires à la paramétrisation du modèle BILJOU©, des profils racinaires ont été générés en combinant différentes sources de données provenant de mesures directes et par modélisation.

Figure 18: Grille de comptage racinaire.

Un comptage des racines fines (< 3mm) a été réalisé sur chacun des quatre sites, grâce aux mini-fosses pédologiques. Une grille de 30 cm de largeur et de 50 cm de profondeur comprenant 15 mailles de 10 x 10 cm a été placée sur le côté Nord de chaque mini-fosse (Figure 18). Les dimensions de la grille ont été choisies pour des raisons de facilité de mise en place et de gain de temps.

Cependant, les fosses n'atteignant que 50 cm de profondeur et les racines du douglas pouvant atteindre 2 m de profondeur, d'autres données de comptages racinaires viennent compléter

les données mesurées sur les quatre sites. Ces données proviennent de Rémy Soubie et de Tanguy Manise qui ont, séparément, réalisé des descriptions de profils racinaires de douglas sur des sols ardennais similaires à ceux de cette étude à partir de comptage sur maille de 10 cm x 10 cm. Le premier a réalisé sa thèse sur l'évaluation de l'évapotranspiration réelle, de ses composantes et de sa régulation dans un peuplement composé de hêtres et de douglas à Vielsalm (Soubie, 2014). Le second a mené une recherche sur l'estimation du bilan hydrique et du risque de stress hydrique pour des peuplements d'avenir en Région wallonne à l'UCLouvain en 2012 (Manise, 2012; Manise & Vincke, 2014). Ensuite, les comptages racinaires de hêtres de A. Doat ont également été utilisés pour accroitre le nombre de données racinaires après 1 m de profondeur.

Un modèle de distribution racinaire verticale (Jackson *et al.,* 1996) a également été utilisé pour augmenter le nombre de données racinaires après 1 m de profondeur. Ce modèle se base sur l'équation asymptotique (7) :

$$Y = 1 - \beta^d \tag{7}$$

Avec

- Y est la fraction racinaire cumulative (valeur entre 0 et 1) ;
- β est le coefficient d'extinction ;
- d est la profondeur totale (valeur maximale de 200 cm) [cm] .

Le coefficient d'extinction est un paramètre estimé sur base de données de distribution racinaire de 11 biomes. Le coefficient d'extinction du biome « Forêts tempérées de conifères » vaut 0,976.

Pour les données provenant du modèle de distribution racinaire verticale, une conversion a été réalisée pour obtenir des valeurs racinaires relatives et non cumulatives.

Dans la suite de cette étude, les intervalles de 10 cm de profondeur, correspondant à une maille de 10 cm de côté de la grille d'observation, seront appelés des classes de profondeur. Par exemple, la première classe de profondeur prend en compte les 10 premiers cm, la deuxième classe les 10 suivants et ainsi de suite. Ainsi, pour chaque comptage racinaire, la somme des racines fines par classes de profondeur a été réalisée Ensuite, la proportion relative par classes de profondeur a été effectuée selon l'équation (8) :

$$PR = \frac{N}{Ntot} * 100 \tag{8}$$

Avec

- PR, la proportion racinaire relative [%] ;
- N, le nombre de racines fines par classes de profondeur ;
- $Ntot$, le nombre total de racines fines sur la profondeur totale.

Quatre scénarios de profondeurs d'enracinement ont été testés lors des simulations avec BILJOU© : 50, 80, 100 et 200 cm. La première profondeur correspond à la profondeur atteinte par la grille de comptage racinaire de cette étude, la profondeur de 80 cm correspond à celle

utilisée par le FEE. Les profondeurs de 100 et 200 cm correspondent aux profondeurs d'enracinement trouvées dans la littérature (Lozanova *et al.*, 2019; Mauer & Palatova, 2012). La profondeur d'enracinement, aussi appelée profondeur utile, joue un rôle très important dans l'évaluation de la RUM et donc dans la sensibilité d'une station aux stress hydriques édaphiques. De ce fait, quatre profils racinaires ont été réalisés, soit un profil racinaire par scénarios de profondeur utile. Pour chaque scénario, une courbe de tendance exponentielle et son coefficient de détermination ont été générés à partir de cinq hypothèses de proportions relatives suivantes :

- les proportions racinaires relatives du douglas (les quatre sites et les études de Manise et Soubie) ;
- les proportions racinaires relatives du douglas et le modèle de distribution racinaire verticale ;
- les proportions racinaires relatives du hêtre (l'étude de Doat) ;
- les proportions racinaires relatives du douglas et du hêtre ;
- les proportions racinaires relatives du douglas, du hêtre et du modèle de distribution racinaire verticale.

De plus, il a été considéré que l'entièreté des racines étaient présentes au sein de la profondeur testée. Donc, l'interception de la courbe de tendance a été fixée à 50, 80, 100 ou 200 cm selon les scénarios. Finalement, la combinaison de proportions relatives ayant le coefficient de détermination le plus proche de 1 sera utilisée pour définir les fractions racinaires par horizon pour BILJOU©.

B. LAImax

Les données de LAImax ont été obtenues de deux manières : via des mesures sur le terrain, et à partir de relations allométriques qui ont également permis de simuler l'évolution du LAI dans le temps.

Mesures de terrain sur les quatre sites

Le LAImax a été mesuré sur les quatre sites à l'aide d'un analyseur de canopée, le LAI2200 (Li-Cor, Lincoln, Nebraska, USA). Cet instrument optique utilise les mesures de rayonnement faites en dehors et sous la canopée pour calculer l'interception lumineuse de la canopée à partir de 5 capteurs de lumière diffuse (lumière bleue ; 320 à 490 nm), de type hémisphérique, possédant chacun un angle zénithal différent, allant de 7 à 68 ° (Figure 19, LI-COR, 2017). Sur chaque site, une quinzaine de mesures sous-couvert ont été réalisées aléatoirement. Quelques mesures hors-couvert ont été faites à proximité des sites à un endroit le plus dégagé possible. Ensuite, une correction a été appliquée avec le logiciel FV2200 permettant de traiter les données du LAI2200, pour éliminer le signal des parties ligneuses des arbres. De ce fait, seules les mesures des trois premiers anneaux, allant de 7 à 38°, sont prises en compte (Dufrêne & Bréda, 1995).

Figure 19 : LAI2200 analyseur de canopée (LI-COR, 2017).

Relations allométriques

Des données de LAImax ont également été obtenues grâce à quatre relations allométriques. Dans cette étude, les deux premières relations, (10) et (11), montrent une relation linéaire entre la surface d'aubier et la surface foliaire (Bartelink, 1996; Turner *et al.*, 2000). En effet, la masse photosynthétique d'un arbre est fortement corrélée avec l'aubier, qui est la section conductrice efficace du point de vue transpiratoire. Par exemple, 1 cm² de bois d'aubier peut alimenter en eau 60 g de feuilles (Granier, 1981). La troisième relation, (12), permet de calculer la surface foliaire à partir de la circonférence à 130 cm et de la hauteur (Bartelink, 1996). Enfin, la dernière relation (13) utilise le diamètre à 130 cm, l'âge et la densité du peuplement (Forrester *et al.,* 2017).

Tout d'abord, les valeurs de surface d'aubier sont calculées, à partir de rayons d'aubier mesurés par C. Guisset avec le logiciel Coorecorder (sur base du contraste de couleur entre aubier et duramen), en utilisant l'équation (9). Les paramètres de surface d'aubier et de hauteur utilisés dans les relations précédentes n'ont pas été mesurés pour tous les arbres du peuplement, seulement quinze d'entre eux.

$$SA = \pi\left(\frac{C130}{2\pi} - Ee\right)^2 - \pi\left(\frac{C130}{2\pi} - Ee - Ra\right)^2 \quad (9)$$

Avec

- SA, la surface d'aubier [cm²] ;
- $C130$, la circonférence à 130 cm de haut [cm] ;
- Ee, l'épaisseur d'écorce [cm] ;
- Ra, le rayon d'aubier [cm].

$$Sf = SA * 0{,}47 \quad (10)$$

$$Sf = SA * 0{,}465 \quad (11)$$

$$\ln(Sf) = 0{,}417 + 3{,}345 * \ln(d) - 2{,}206 * \ln(h) \quad (12)$$

$$\ln(Sf) = ln\beta_0 + \beta_1 \ln(d) + \beta_2 \ln(A) + \beta_3 \ln(TPH) \quad (13)$$

Avec

- Sf, la surface foliaire [m²] ;
- d, le diamètre moyen à 130 cm de haut [cm] ;
- h, la hauteur [m]
- A, l'âge du peuplement [années] ;

- TPH, la densité du peuplement [nombre de tiges/ha] ;
- $\beta_0, \beta_1, \beta_2$et β_3, les constantes.

La surface d'aubier et la hauteur, nécessaire pour calculer le surface foliaire à l'aide des équations allométriques présentés précédemment, n'ont pas été mesurées pour tous les arbres des 3 ou 4 placettes d'échantillonnage. Des régressions linéaires ont donc été établies entre la circonférence à 130 cm et la surface d'aubier, et la circonférence à 130 cm et la hauteur. Plusieurs types de régression ont été testés et celle ayant un coefficient de détermination le plus proche de 1 et l'erreur type la plus petite a été choisie. Ces deux régressions linéaires choisies ont permis d'estimer la surface d'aubier et la hauteur pour les arbres restants.

Une fois la surface d'aubier et la hauteur estimées, deux méthodes ont été utilisées pour calculer le LAImax.

La première méthode appelée « Arbre » consiste en l'application des quatre relations allométriques pour obtenir la surface foliaire individuelle de chaque arbre. Cette surface foliaire a été sommée pour obtenir la surface foliaire des placettes puis divisée par la surface des placettes d'échantillonnage de 0,28 ou 0,21 ha selon les sites pour obtenir le LAImax.

La deuxième méthode nommée « Arbre moyen » consiste en l'utilisation des régressions linéaires pour calculer la surface d'aubier et la hauteur d'un arbre de circonférence moyenne. Les relations allométriques ont ensuite permis de calculer la surface foliaire pour cet arbre de circonférence moyenne. Cette surface foliaire a été multipliée par le nombre d'arbres présents dans les placettes d'échantillonnage, puis divisée par la surface des placettes pour obtenir le LAImax.

Ainsi, six valeurs de LAImax ont été calculées, une par relation allométrique (sauf l'équation (10) et (11) qui ont été moyennées) et par méthode (Arbre et Arbre moyen), pour chaque site. Enfin, ces six valeurs de LAImax, ainsi que la mesure de terrain avec le LAI2200, ont été moyennées.

Scénarios d'évolution temporelle du LAI

Le LAI évoluant au cours de la vie des peuplements, trois scénarios ont été posés le concernant. Le premier scénario, qui est le plus fréquemment utilisé avec BILJOU©, est que le LAI est constant en fonction du temps. Ainsi, la valeur moyenne des sept valeurs de LAImax obtenue pour chacun des sites sera la même du moment de la plantation jusqu'en 2022. Ce scénario portera le nom de « LAI_cst ».

Pour les deux autres scénarios, le LAI varie au cours du temps. Quatre périodes d'environ 12 ans ont été délimitées comme ci-dessous. Cet intervalle de temps a été choisi car il correspond au double de la rotation de 6 ans pratiquée pour les résineux dans les plans d'aménagement :

- 01/01 de l'année de la plantation au 31/12/1985 ;
- 01/01/1986 au 31/12/1997 ;
- 01/01/1998 au 31/12/2009 ;

- 01/01/2010 au 31/12/2022.

Le deuxième scénario consiste en l'utilisation des équations (10) et (11) qui seront moyennées. Ce scénario s'intitulera « LAI_SA ». L'équation (13), faisant la liaison entre l'âge, la densité, le diamètre moyen à 130 cm de haut et la surface foliaire, a été utilisée pour le troisième scénario, qui s'appellera « LAI_Forr ». L'équation (12) n'a pas été conservée car cette relation prend en compte la hauteur qui est un paramètre compliqué à faire évoluer au cours du temps.

Pour les trois scénarios, la méthode utilisant un arbre de circonférence moyenne est utilisée car elle permet de faire évoluer plus facilement la circonférence de cet arbre moyen au cours du temps. Cela est possible en utilisant l'accroissement courant en circonférence (ACC) en cm/an provenant des tables de production du douglas (Périn *et al.*, 2016). La table de production choisie correspond à une classe de productivité 2 et une plantation de 2,5 x 2 m. L'évolution de la circonférence moyenne se fait en remontant le temps et en commençant avec la circonférence moyenne de l'année 2022 pour finir au moment de la plantation. Dès lors, la circonférence moyenne de l'année 2010 correspond à la différence entre la circonférence moyenne de l'année 2022 et l'ACC préalablement multipliée par le nombre d'années de la période, soit 12 ans. Ensuite, les éclaircies ont également été prises en compte grâce à la table de production en ajoutant à la densité de 2022 le nombre d'arbres exploités pour calculer la densité de 2010 (Tableau 2). Ainsi, pour le sous-scénario « LAI_SA », la régression linéaire obtenue entre la circonférence à 130 cm de haut et la surface d'aubier a été utilisée pour calculer la surface d'aubier à chaque période de temps.

Tableau 2: Exemple d'évolution temporelle de la circonférence à 130 cm de haut (C130) et du nombre d'arbres entre 2022 et 2010. Les données d'accroissement courant en circonférence et de prélèvements conviennent pour une classe de productivité et une plantation de 2,5 x 2 m provenant des tables de production du douglas (Périn et al., 2016).

2022		2010
$C130_{2022}$ [cm]	$\xrightarrow{-(12\ [an] * ACC\ [\frac{cm}{an}])}$	$C130_{2010}$ [cm]
Nombre d'arbres$_{2022}$	$\xrightarrow{+\ (Prélèvements)}$	Nombre d'arbres$_{2010}$

Pour la suite, la méthodologie reste la même que précédemment. Pour chaque période, la surface foliaire de l'arbre moyen est calculée à l'aide des relations allométriques. Ensuite, cette valeur est multipliée par le nombre d'arbres des placettes d'échantillonnage et finalement divisée par la surface des placettes pour obtenir le LAI.

3.2.3. Données climatiques

Les données climatiques proviennent de l'Institut Royal Météorologique de Belgique (IRM) disposant d'une grille de points de 5 km x 5 km. Les données ont été obtenues par interpolation spatiale des observations des stations météorologiques, donnant une estimation de la distribution spatiale d'une variable météorologique pour toute la Belgique.

Par conséquent, des données journalières de température minimale, maximale, moyenne et de précipitations ont été fournies pour la période allant du 01/01/1961 au 31/12/2022. L'évapotranspiration a été calculée par l'IRM selon l'équation de Penman-Monteith

impliquant des valeurs journalières de vitesse moyenne du vent, d'humidité relative et de rayonnement global, en plus de celles de températures (Chapter 2 - FAO Penman-Monteith equation, s. d.). De plus, P-ET0 a été calculé en faisant la différence entre des données de précipitations et d'évapotranspiration de référence, fournie également par l'IRM.

Pour les quatre sites d'étude sélectionnés, les données du point de la grille le plus proche seront utilisées afin de correspondre davantage aux conditions climatiques de chaque site. Dès lors, pour le site RE2 le point de la grille est situé aux coordonnées (50.006, 5.148) à Libin. Le point situé aux coordonnées GPS (49.871, 5.076) à Bouillon est utilisé pour les trois autres sites.

Finalement, une correction a été réalisée sur les données journalières de la vitesse du vent pour correspondre au modèle BILJOU©. En effet, initialement, la vitesse du vent correspond à un vent mesuré à 10 m, v_{10m} [m/s], or un vent à 2 m, v_{2m}[m/s], est nécessaire pour le modèle BILJOU©. Par conséquent, l'équation (14) a été appliquée (Biljou - Météorologie, s. d.):

$$v_{2m} = v_{10m} * \frac{4{,}87}{\ln(67{,}8 * 10 - 5{,}42)} \qquad (14)$$

3.3. Préparation à l'utilisation du modèle BILJOU©

48 simulations différentes seront testés soit la combinaison de trois scénarios concernant l'évolution temporelle du LAI (constante, LAI_cst, et dynamique : LAI_SA et LAI_Forr) et de quatre scénarios faisant varier la profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm) pour chacun des quatre sites. Les fichiers paramètres sont présentés en Annexe 4.

Une analyse plus approfondie des indices de stress à permis de faire la distinction entre les sécheresses printanières et les sécheresses estivales. La période d'apparition des sécheresses printanières commence le 01/03 et fini le 31/05. Les sécheresses printanières peuvent causer des dommages aux arbres car c'est à cette période que le cambium sort de sa dormance et entre en activité.

3.4. Comparaison avec les indices de croissances

C. Guisset a mesuré des largeurs de cernes sur des carottes prélevées comme décrit dans la section 3.1. Le dernier cerne correspond à l'année 2020. Les largeurs de cernes n'intègrent pas uniquement le signal climatique (haute fréquence), mais aussi des signaux de basse et moyenne fréquences liés à d'autres facteurs environnementaux (l'âge des arbres, la sylviculture par exemple). Une standardisation en deux étapes a été effectuée sur les largeurs de cernes pour ne conserver que le signal climatique. Tout d'abord, les largeurs de cernes ont été divisées par une exponentielle négative ajustée pour enlever le signal basse fréquence lié majoritairement à l'âge. Ensuite, une fonction spline cubique d'une longueur d'onde de 20 ans a été utilisée pour réduire le signal moyenne fréquence provenant notamment des interventions sylvicoles (Lebourgeois & Merian, 2012). Les indices de croissance ainsi obtenus ont une moyenne de 1.

Pour analyser la réponse de la croissance radiale des arbres aux sécheresses, plusieurs approches existent. L'identification des années caractéristiques, correspondant à des années où la croissance a été très faible ou élevée, en est une. Il existe différentes manières de les identifier (Jetschke *et al.*, 2019), mais cette étude se contentera d'une seule ; la *Relative growth change* (RGC). Cette méthode, l'une des plus utilisée, utilise les données brutes de largeurs de cernes en comparant la largeur de cerne d'une année avec la moyenne des largeurs de cerne des quatre années précédentes. L'année est considérée comme caractéristique négative si au moins 75% des arbres présentent une réduction d'au moins 15% de leur croissance cette année-là (Jetschke *et al.*, 2019).

Afin d'analyser si une corrélation existe entre les années pour lesquelles un déficit de croissance a été constaté et les années durant lesquelles les arbres ont subi une sécheresse édaphique, les indices de croissance produits par C. Guisset (Figure 20) ont été comparés aux indices de stress générés par BILJOU©. En effet, des études ont démontré qu'au-delà d'un indice de stress de 40, la croissance radiale était impactée et qu'au-delà d'un seuil de 60, de la mortalité pouvait être observée (Bréda *et al.*, 2000; Bréda & Badeau, 2008b; Manise, 2012). Par ailleurs, un synchronisme entre l'arrêt de la croissance radiale et la diminution de la REW a été mis évidence sur un échantillon de chênes sessiles (*Quercus petraea (Matt.) Liebl.*) (Granier *et* al., 1995). Toutes les années présentant un indice de stress, ainsi que les années caractéristiques, ont donc été mises en relation avec l'indice de croissance correspondant.

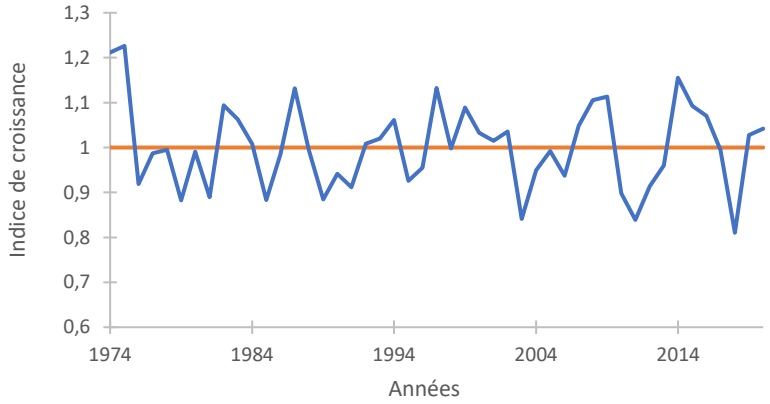


Figure 20 : Evolution de l'indice de croissance au cours du temps en bleu. En rouge, la moyenne des indices de croissances.

L'impact de plusieurs années de sécheresses successives (même d'intensité modérée) sur la croissance radiale de l'arbre a également été analysé. Pour cela, les périodes de présentant des déficits de croissance, c'est-à-dire avec un indice de croissance inférieur à 1, ont été sélectionnées (Figure 20). Les cumuls des déficits de croissance et des indices de stress ont été calculés pour chacune des périodes identifiées, et une relation entre les deux a été investiguée. L'analyse des périodes avec un déficit de croissance permet de mettre en lumière l'impact des sécheresses successives moyennement intenses sur les arbres, par rapport à une sécheresse intense ponctuelle. Ainsi, une succession de sécheresses ne dépassant pas le seuil d'indice de stress de 40, observé dans certaines études, est susceptible d'induire une diminution de la croissance radiale.

Ces corrélations devraient permettre de vérifier l'exactitude de la paramétrisation du modèle.

4. Résultats

4.1. Paramétrisation du modèle BILJOU©

4.1.1. Profils racinaires et profondeurs utiles

Afin d'obtenir les valeurs de fraction racinaire par horizon, nécessaires à la paramétrisation du modèle BILJOU©, des profils racinaires ont été générés en combinant différentes sources de données. Les différentes combinaisons de proportions racinaires relatives suivent la même tendance, surtout pour les profondeurs utiles de 50, 80 et 100 cm (Figure 21). Ainsi, les racines fines sont majoritairement présentes dans les 20 premiers cm et très faiblement présentes en profondeur. Une faible différence est observée entre les proportions racinaires relatives du douglas (I et II) et du hêtre (III) justifiant l'utilisation des données racinaires provenant du hêtre dans la réalisation des profils racinaires pour des peuplements de douglas. Pour la profondeur utile de 200 cm, les proportions racinaires relatives provenant de la combinaison des comptages racinaires en peuplement de douglas et du modèle de distribution racinaire verticale s'écartent des valeurs utilisant les données de hêtre. De plus, pour cette profondeur utile, les comptages racinaires de douglas n'ont pas été utilisés seuls car le comptage n'a pas été réalisé au delà de 100 cm.

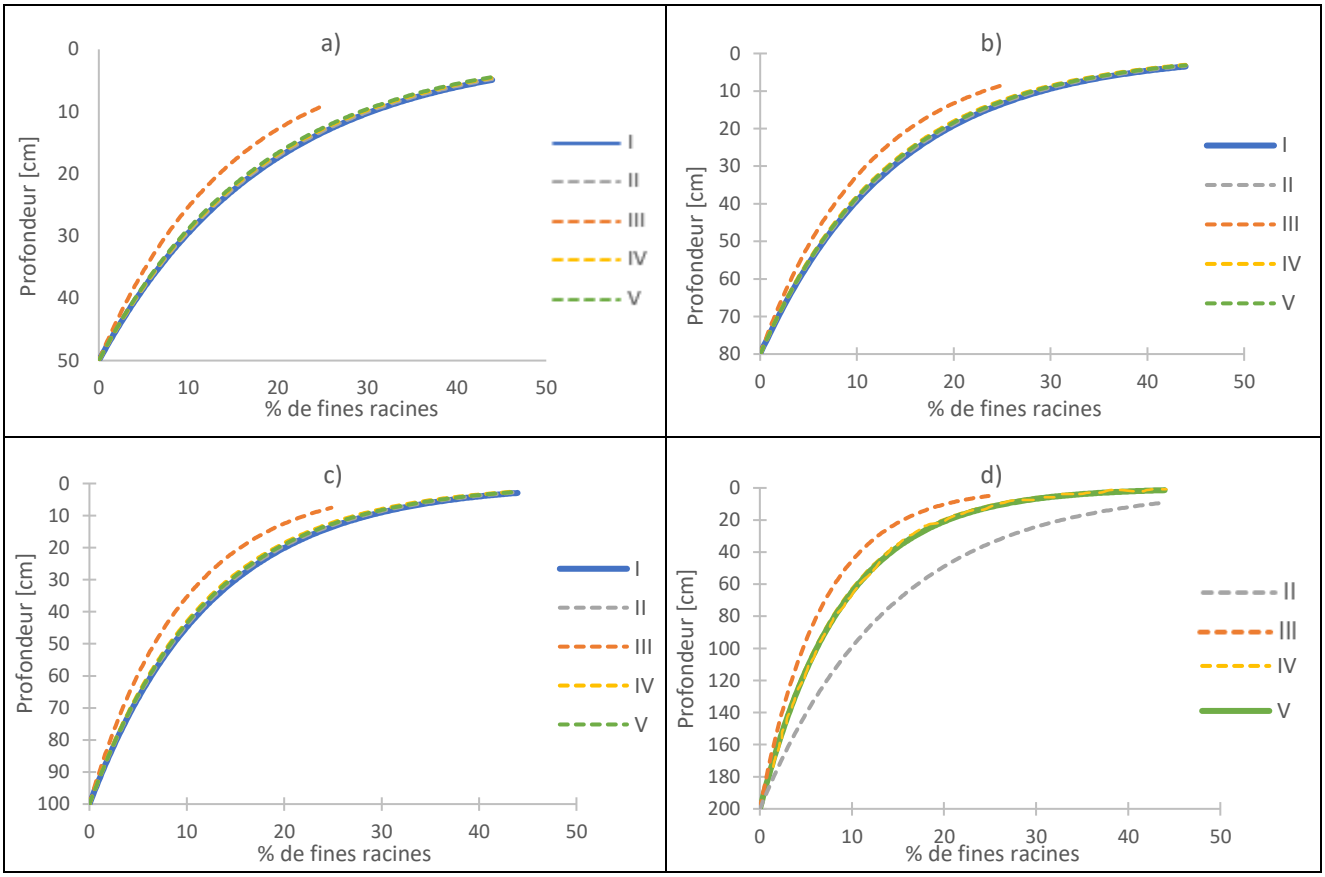


Figure 21 : Pour chaque profondeur utile (a) 50 cm, b) 80 cm, c) 100 cm et d) 200 cm), l'évolution des proportions de fines racines (Ø < 3 mm) par profondeur, obtenues à partir de combinaisons de proportions relatives racinaires, en ligne pointillée, provenant des mesures de terrain en peuplement de douglas (I), des mesures de terrain en peuplement de douglas et du modèle de distribution racinaire verticale (Jackson et al., 1996) (II), *des mesures de terrain en peuplement de hêtres (III), des mesures de terrain en peuplement de douglas et de hêtres (IV) et des mesures de terrain en peuplement de douglas, de hêtres et du modèle de distribution racinaire verticale (V). L'ajustement est de type exponentiel décroissant. En ligne pleine, les profils racinaire sélectionnés.*

Pour les scénarios avec une profondeur utile de 50, 80 et 100 cm, la courbe de tendance exponentielle sélectionnée est celle des comptages racinaires dans les peuplements de douglas. Les coefficients de détermination valent respectivement 0,844, 0,885 et 0,888. Pour la profondeur utile de 200 cm, c'est la combinaison des proportions racinaires relatives du douglas, du hêtre et du modèle de distribution racinaire verticale qui obtient le coefficient de détermination le plus haut (0,652) parmi les combinaisons incluant du douglas. Les coefficients de détermination de toutes les combinaisons de proportions racinaires relatives sont présents en Annexe 5.

4.1.2. Paramètres pédologiques

Deux fosses pédologiques de A. Doat ont été sélectionnées pour fournir les paramètres pédologiques nécessaires à la modélisation du bilan hydrique par BILJOU© (Tableaux 3 et 4). L'une des ces fosses a une réserve en eau utile maximale faible (RUM-), Epioux, et l'autre a une réserve en eau utile maximale élevée (RUM+), Menuchenet.

Il est important de souligner que le troisième horizon de la profondeur utile à 200 cm, est très épais : faisant 120 cm dans la fosse à RUM- et 140 cm dans la fosse à RUM+. La paramétrisation impose de ne travailler qu'avec maximum trois horizons, ce qui génère cette situation.

Tableau 3: Paramètres pédologiques de la fosse d'Epioux (RUM-) obtenus pour les quatre scénarios de profondeur utile, avec Prof_sup, la profondeur supérieure de l'horizon en cm ; Prof_inf, la profondeur inférieure de l'horizon en cm ; EUM, l'eau utile maximale en mm et hpwp, l'humidité pondérale au point de flétrissement permanent en g d'eau par g de sol.

	50cm		80 cm		100 cm			200 cm		
Horizon	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H3	H1	H2	H3
Prof_sup [cm]	0	17	0	17	0	17	80	0	17	80
Prof_inf [cm]	17	50	17	80	17	80	100	17	80	200
EUM [mm]	29,51	66,90	29,51	118,44	29,51	118,44	25,07	29,51	118,44	133,11
Racines fines [%]	0,75	0,25	0,58	0,42	0,51	0,47	0,02	0,32	0,44	0,24
hpwp [g d'eau/g de sol]	0,331	0,181	0,331	0,181	0,331	0,181	0,092	0,331	0,181	0,102
Densité apparente [g/cm³]	0,96	1,30	0,96	1,30	0,96	1,30	1,68	0,96	1,30	1,71
Eléments grossiers [%]	7,56	7,40	7,56	14,12	7,56	14,12	17,80	7,56	14,12	28,71

Tableau 4 : Paramètres pédologiques de la fosse de Menuchenet (RUM+) obtenus pour les quatre scénarios de profondeur utile, avec Prof_sup, la profondeur supérieure de l'horizon en cm ; Prof_inf, la profondeur inférieure de l'horizon en cm ; EUM, l'eau utile maximale en mm et hpwp, l'humidité pondérale au point de flétrissement permanent en g d'eau par g de sol.

	50 cm		80 cm			100 cm			200 cm		
Horizon	H1	H2	H1	H2	H3	H1	H2	H3	H1	H2	H3
Prof_sup [cm]	0	15	0	15	60	0	15	60	0	15	60
Prof_inf [cm]	15	50	15	60	80	15	60	100	15	60	200
EUM [mm]	31,75	87,64	31,75	106,73	35,62	31,75	106,73	68,17	31,75	106,93	254,96
Racines fines [%]	0,75	0,25	0,58	0,38	0,04	0,51	0,39	0,10	0,32	0,34	0,34
hpwp [g d'eau/g de sol]	0,306	0,153	0,306	0,141	0,065	0,306	0,141	0,065	0,306	0,141	0,062
Densité apparente [g/cm³]	0,81	1,30	0,81	1,34	1,77	0,81	1,34	1,77	0,81	1,34	1,72
Eléments grossiers [%]	2,36	5,49	2,36	6,45	4,13	2,36	6,45	8,25	2,36	6,45	11,29

Les valeurs de la réserve en eau utile maximale (RUM) augmentent, logiquement, en fonction de la profondeur utile (Tableau 5). Pour les sites avec une RUM-, celle-ci évolue de 96 à 281 mm en fonction des scénarios de profondeur utile. Pour les sites avec une RUM+, les valeurs de 119 à 393 mm sont observées selon les scénarios de profondeur utile. Une différence d'environ 20 à 40 % est observée entre les deux catégories de RUM.

Tableau 5 : Valeurs de réserve en eau utile maximale (RUM) calculée pour chaque scénario de profondeur utile et pour les deux fosses pédologiques choisies, l'une ayant une réserve en eau utile maximale plus faible (RUM-) et l'autre plus élevée (RUM+).

	RUM- (Epioux, mm)	**RUM+ (Menuchenet, mm)**
50 cm	97	120
80 cm	148	172
100 cm	173	207
200 cm	281	394

4.1.3. LAImax

Mesures du LAImax

Les données de LAImax ont été obtenues de deux manières : via des mesures sur le terrain avec le LAI2200, et à partir de quatre relations allométriques. Cependant, les paramètres de surface d'aubier et de hauteur utilisés dans ces relations n'ont pas été mesurés pour tous les arbres du peuplement. Ces paramètres ont été calculés à l'aide de régressions linéaires choisies. L'équation (15) est la régression linéaire choisie entre la circonférence à 130 cm (C130, cm) et la surface d'aubier (SA, cm²) :

$$SA = -21{,}72 + 0{,}027 * C130^2 \quad (15)$$

Ensuite, la régression linéaire entre la circonférence à 130 cm (C130, cm) et la hauteur (h, m) sélectionnée est l'équation (16) :

$$h = -4{,}202 + 8{,}187 * \ln(C130) \quad (16)$$

Les paramètres des régressions linéaires sont présentés en Annexe 6 et 7.

Les valeurs de LAImax obtenues à l'aide du LAI2200 sont systématiquement les plus faibles, allant de 1,48 à 3,17 (Tableau 6). A l'inverse, la moyenne des équations (10) et (11), faisant le lien entre la surface d'aubier et la surface foliaire, donne les valeurs de LAI les plus élevées variant de 5,25 à 6,82. L'équation (13), dit de Forrester, donne des valeurs de LAI les plus faibles parmi les relations allométriques.

Les méthodes « Arbre » et « Arbre moyen » produisent des valeurs de LAI similaires.

Les niveaux de densité sont cohérents avec les valeurs de LAImax, peu importe les mesures et méthodes utilisées. Ainsi, le LAImax des peuplements avec un niveau de densité haut (BAI et VIV) est estimé à 5. Les peuplements avec un niveau de densité bas (MEN et RE2) ont obtenu un LAImax de 4.

Tableau 6 : Valeurs de LAImax mesurées et estimées à partie des relations allométriques vues dans la section 3.2.2.

Mesures	Méthodes	d- (MEN)	d+ (BAI)	d- (RE2)	d+ (VIV)
LAI2200		2,3	3,2	1,5	2,6
Moyenne équation (10) et (11)	Arbre	5,5	6,7	5,8	6,8
	Arbre moyen	5,2	6,5	5,7	6,5
Equation (12)	Arbre	4,8	5,9	5,2	5,9
	Arbre moyen	4,2	5,7	4,9	5,5
Equation (13)	Arbre	3,8	4,6	3,8	4,8
	Arbre moyen	3,5	4,4	3,7	4,6
Moyenne : LAI2200, (10), (11), (12) et (13)		**3,9**	**5**	**4**	**4,9**

Scénarios d'évolution temporelle du LAI

Pour rappel, trois scénarios concernant l'évolution temporelle du LAI ont été réalisés. Le premier scénario, LAI_cst, considère que le LAI est constant à partir de la plantation jusqu'en 2022. Dans les deux autres scénarios, le LAI évolue au cours du temps sur quatre périodes de 12 ans et est calculé selon deux méthodes : LAI_SA et LAI_Forr (Figure 22 et Tableau 7).

L'évolution temporelle de LAI_SA atteint un maximum lors de la deuxième période (1986-1998), puis une diminution est constatée. D'ailleurs, cette méthode donne systématiquement des valeurs de LAI plus élevés.

Le troisième scénario, LAI_Forr, est toujours inférieur au LAI_SA et débute en étant inférieur puis supérieur au LAI_cst. L'évolution du LAI, d'après ce scénario, est une évolution constante.

Ensuite, lors de la dernière période (2010-2022), le LAI_Forr et le LAI_SA sont supérieurs au LAI_cst. Cela s'explique par les valeurs du LAI2200, plus faibles, ayant été prises en compte pour le calcul du LAI de 2022. Si ces valeurs n'avaient pas été prises en compte, le LAImax des peuplements d+ et d- auraient été estimé, respectivement, à 5,7 et 4,7.

Finalement, il est intéressant de comparer les variations de LAI_SA des différents sites. Premièrement, le site RE2 avec un niveau de densité faible et le site VIV ayant un niveau densité élevé. Les valeurs de LAI_SA atteignent un maximum de 8,44 pour RE2 et 7,52 pour VIV. Cela s'explique par le fait que la C130 moyenne de RE2 est plus importante que celle de VIV au cours du temps. Cela induit une surface d'aubier plus importante et donc un LAI plus important. Cette tendance ne s'observe pas pour le site MEN avec un niveau de densité faible et un LAI_SA maximum de 6,3, en comparaison avec le site BAI ayant un niveau de densité élevé et un LAI_SA maximum de 9,23. En effet, la C130 moyenne de BAI est toujours plus élevée que celle de MEN. Pourtant, pour un peuplement avec une densité plus faible, une circonférence moyenne à 130 cm de haut plus importante pourrait être attendue.

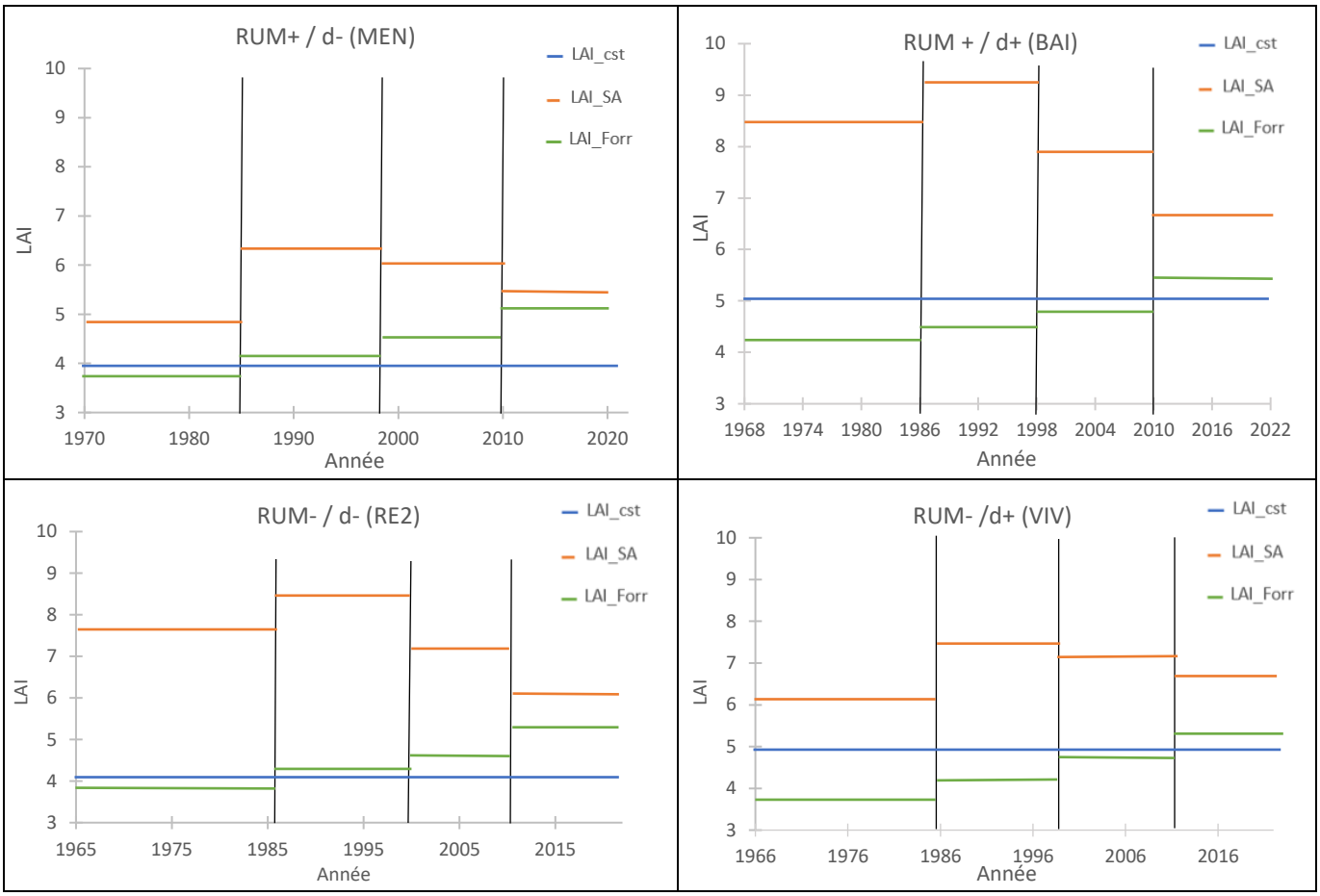


Figure 22 : Evolution temporelle du LAI pour les différents scénarios (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr).

Tableau 7: Valeurs de LAI obtenues pour les différents scénarios d'évolution temporelle (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr).

	RUM+ / d- (MEN)			RUM+ / d+ (BAI)			RUM- / d- (RE2)			RUM- / d+ (VIV)		
Période	LAI_cst	LAI_SA	LAI_Forr	LAI_cst	LAI_SA	LAI_Forr	LAI_cst	LAI_SA	LAI_Forr	LAI_cst	LAI_SA	LAI_Forr
Plantation-1985	4	4,9	3,7	5	8,5	4,2	4	7,6	3,9	4,9	6,1	3,8
1986-1997		6,3	4,1		9,2	4,5		8,4	4,3		7,5	4,2
1998-2009		6,1	4,5		8	4,8		7,3	4,6		7,2	4,6
2010-2022		5,4	5,2		6,7	5,4		6	5,3		6,7	5,3

La façon d'évaluer le LAI impacte les valeurs de LAI et son évolution.

4.2. Bilan hydrique et indicateurs de stress

Une fois les fichiers paramètres complétés, le modèle effectue les simulations du bilan hydrique journalier à partir des précipitations journalières mesurées et de l'ETP que le modèle calcule à partir des données climatiques mesurées qui lui sont fournies.

4.2.1. Bilan hydrique

La Figure 23 permet d'analyser l'impact du LAI, de la profondeur utile et de la RUM sur le bilan hydrique forestier, via l'évolution journalière de la réserve en eau utile relative (REW) moyenne.

Premièrement, une diminution de la REW lors de la période de végétation est observée pour l'ensemble des scénarios. Les valeurs de LAI plus élevées (LAI_SA) entrainent automatiquement une vidange plus rapide de la réserve en eau du sol, principalement à cause de l'ETR plus important. Le flux d'interception des pluies est en effet aussi influencé par le LAI. Plus le LAI est important, plus les arbres interceptent les précipitations par la canopée, ce qui limite le remplissage de la réserve en eau du sol. Les LAI_cst et LAI_Forr ont induit des valeurs de REW similaires pour tous les scénarios de profondeur utile et pour chaque site.

Ensuite, peu importe le site et le LAI, plus la profondeur utile est faible, plus la réserve en eau du sol se vide fortement. Les sites RUM+ ont des valeurs de REW moyenne supérieure à 0,55 alors que la REW moyenne est supérieure à 0,46 pour les sites RUM-.

Enfin, pour aucun de ces scénarios de profondeur utile ou de LAI, le seuil de régulation stomatique (REW < 0,4) n'est dépassé, du moins avec la REW moyenne.

Le site RE2 présente toujours les valeurs minimales de la REW moyenne. Ce site présente un P-ET0 plus faible que les trois autres sites (475 mm versus 678 mm), ce qui induit une vidange plus rapide de la RUM et/ou un remplissage moins important.

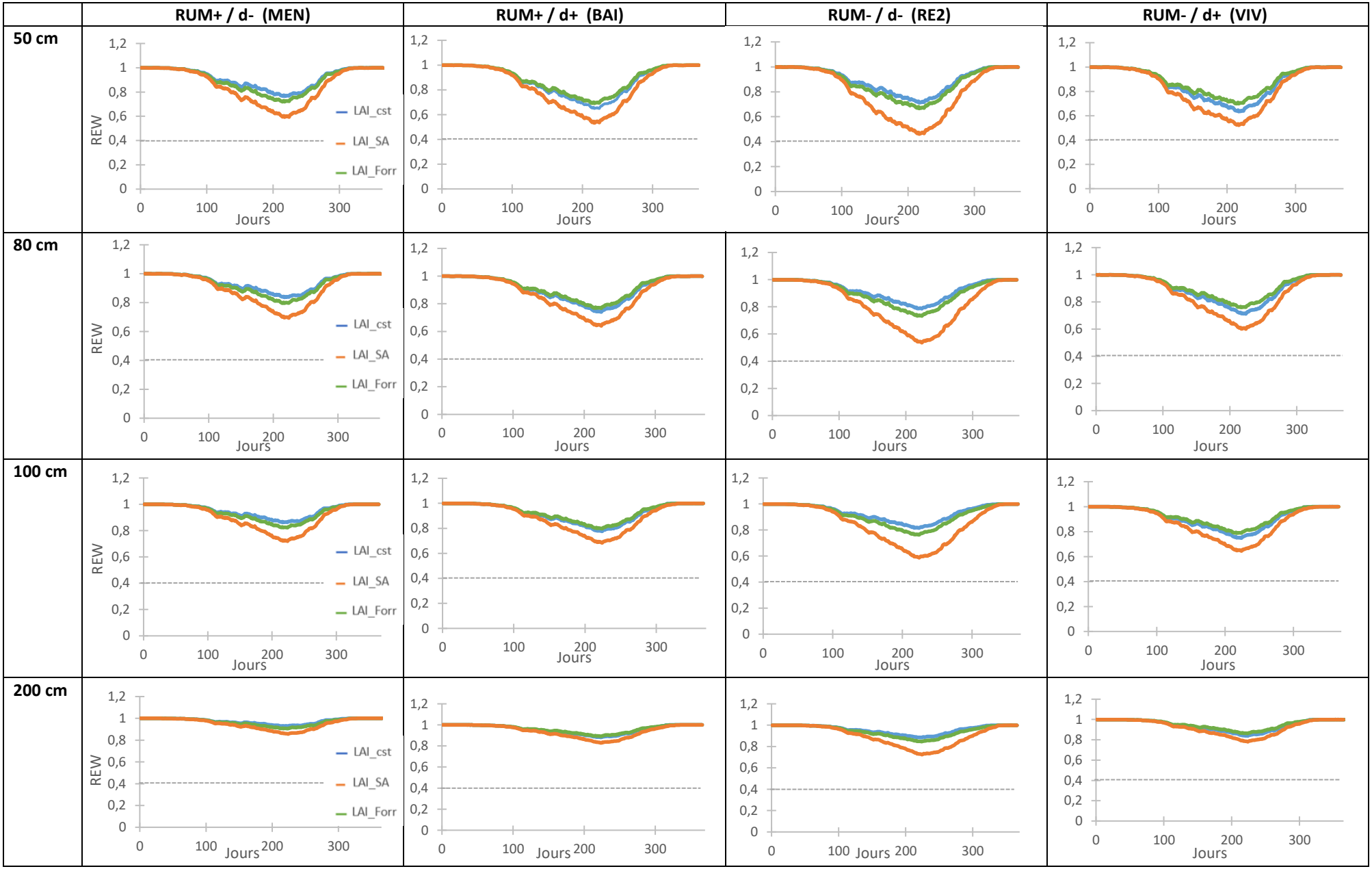


Figure 23 : Evolution de la réserve en eau utile relative journalière (REW) moyenne pour la période 1970-2022, obtenue pour chaque scénario de profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm) et d'évolution temporelle du LAI pour chaque site (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr). La ligne horizontale grise représente le seuil de régulation stomatique fixé à 0,4.

4.2.2. Indicateurs de stress

Un des trois indicateurs de sécheresse générés par BILJOU© est la somme des jours de stress hydriques édaphiques (Figure 24).

L'impact de la profondeur utile est clairement observé. Ainsi, le nombre maximum de jours de stress hydrique atteint à une profondeur utile de 50 cm, 80 cm, 100 cm et 200 cm est de, respectivement, 2585, 1735, 1242 et 412. Le nombre maximum de jours de stress s'observe systématiquement pour le LAI_SA et pour le site RE2 (RUM- / d-). Le nombre de jours de stress hydrique à une profondeur utile de 50 cm dépasse les 500 jours, alors qu'à la profondeur utile de 200 cm le nombre de jours de stress hydrique ne dépasse jamais les 500.

L'influence du LAI sur la durée du stress hydrique édaphique est également démontrée. En effet, les scénarios avec le LAI_SA, donnant les valeurs de LAI les plus élevées, sont toujours ceux présentant le nombre maximum de jours de stress hydrique édaphique.

Enfin, le site présentant le moins de contrainte, c'est-à-dire avec une RUM + et une faible densité (MEN) a toujours le nombre minimum de jours de stress hydrique édaphique.

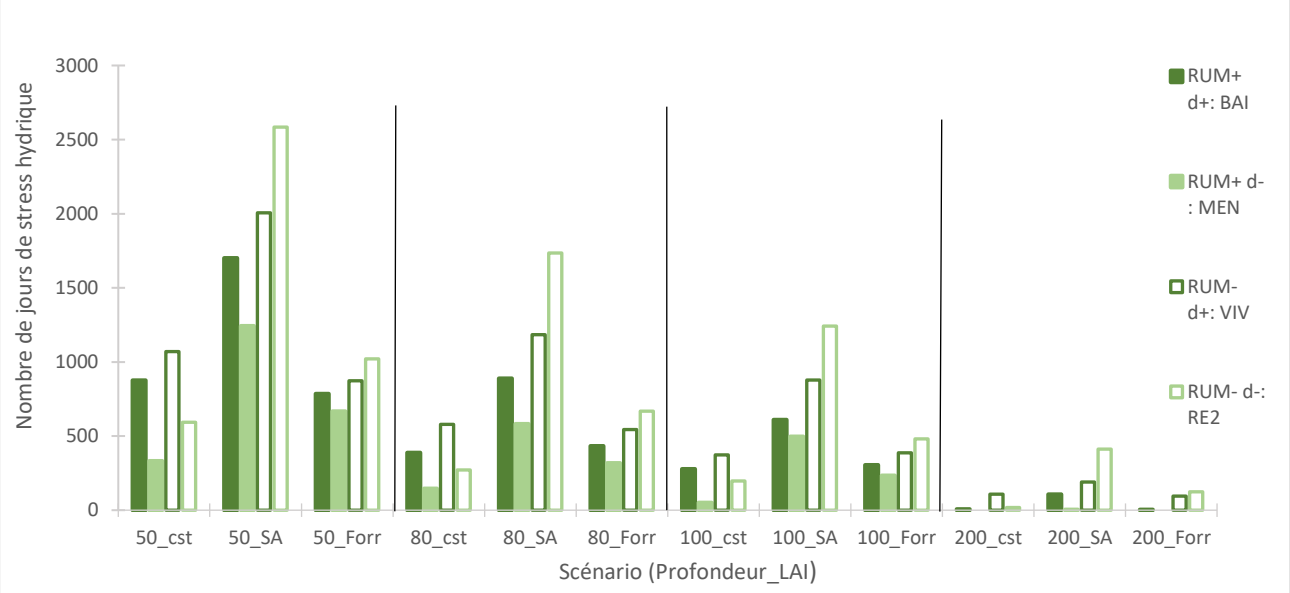


Figure 24 : Somme des jours de stress hydrique édaphique entre 1970 et 2022 selon les différents scénarios de profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm) et de LAI (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr) pour les quatre sites.

Le deuxième indicateur de sécheresse généré par BILJOU© est l'indice de stress hydrique. Cet indicateur prend en compte la durée et l'intensité du déficit édaphique par rapport au seuil de 0,4. Ainsi, l'impact du LAI, de la profondeur utile et de la RUM sur la fréquence et l'intensité des sécheresses édaphiques est mis en lumière (Figure 25)

En ce qui concerne le LAI, LAI_SA induit toujours des indices de stress plus importants que LAI_Forr et LAI_cst. Cela s'explique par des valeurs de LAI plus élevées, ce qui confirme l'importance du LAI dans les bilans hydriques forestiers.

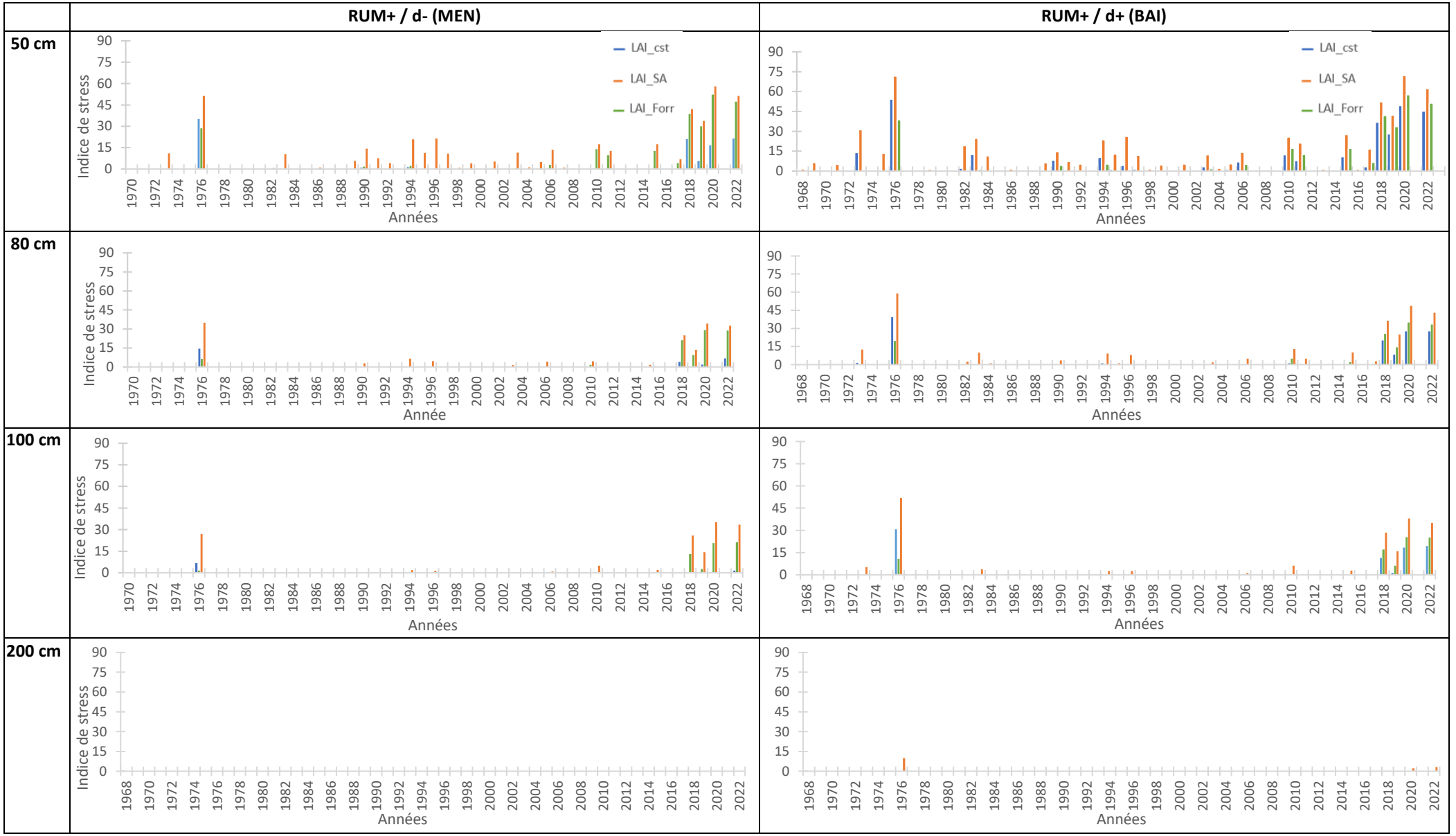
L'effet de la profondeur utile sur la fréquence et l'intensité des indices de stress est également discuté. La profondeur utile de 50 cm induit des indices de stress plus nombreux et plus intenses pour tous les sites. A cette profondeur utile, les indices de stress des sites à RUM-

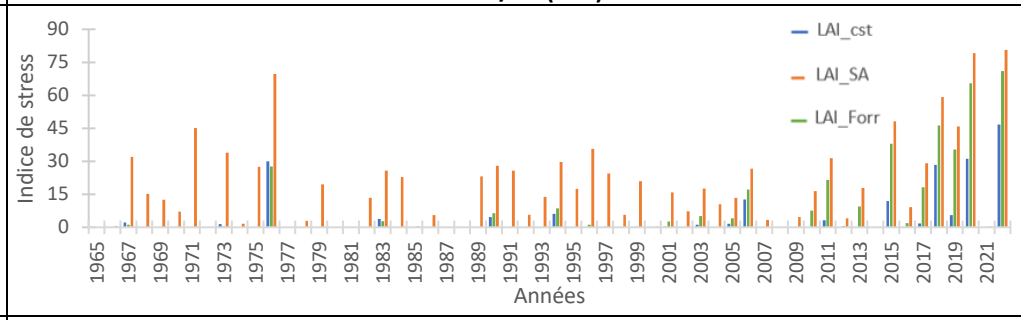
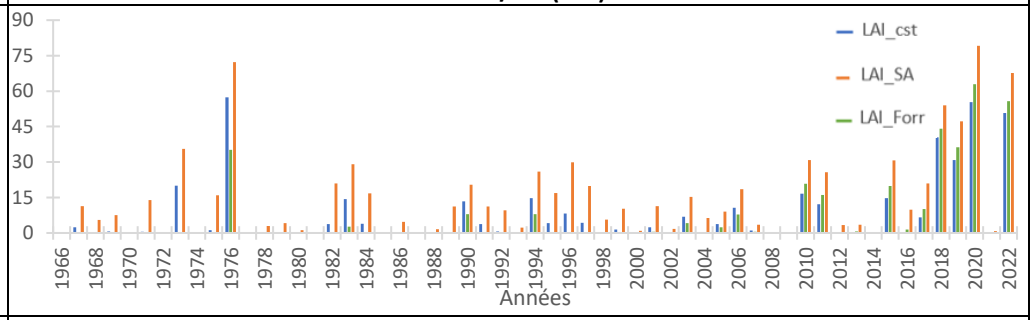
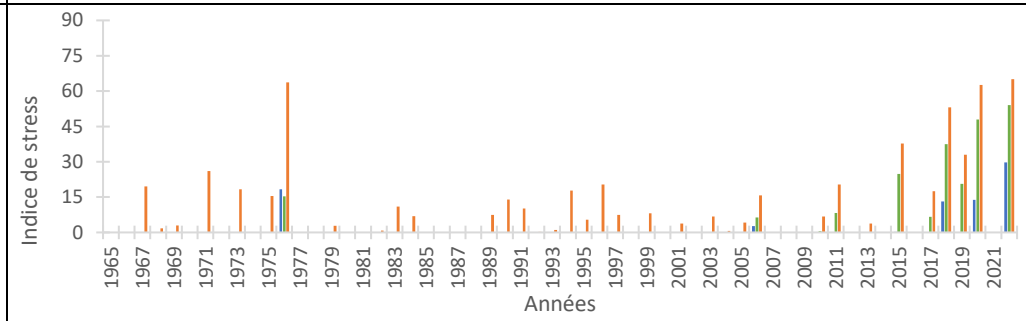
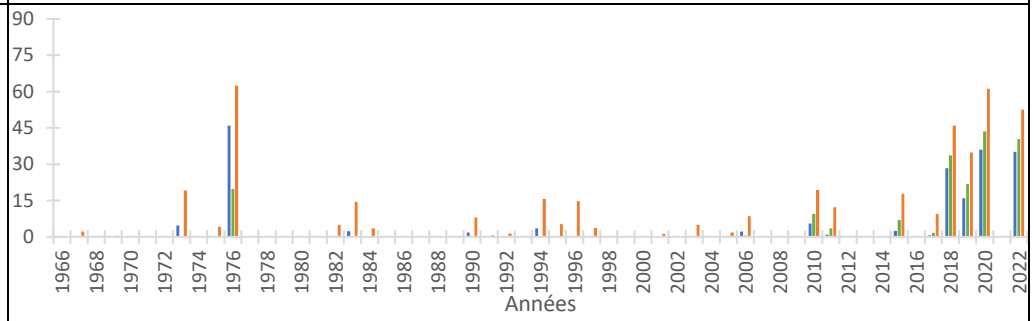
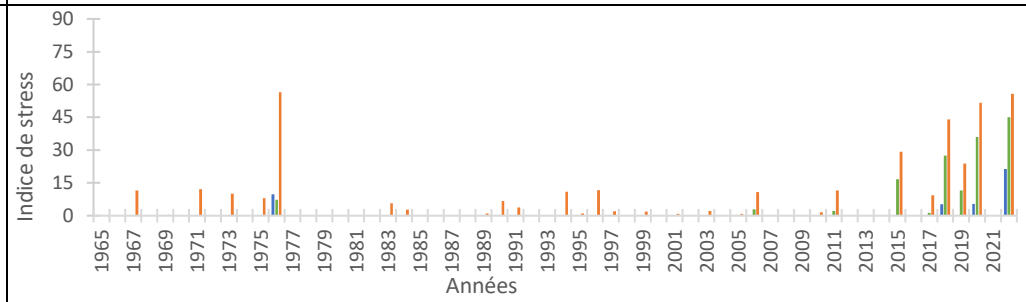
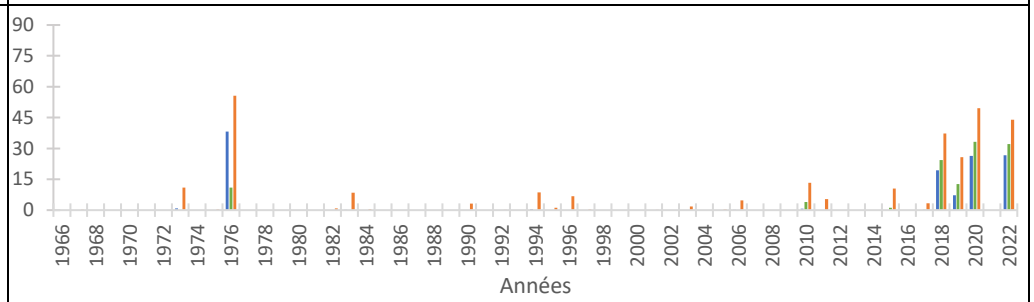
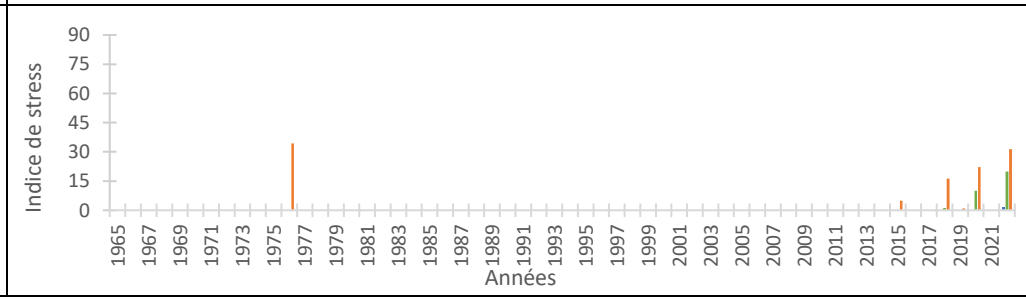
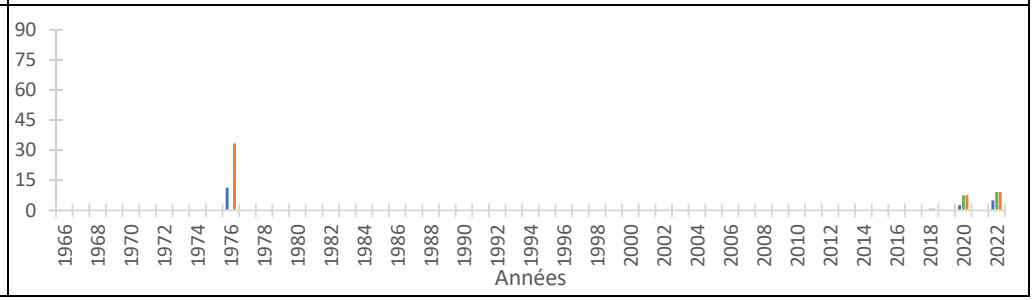
varient de 0 à 80,6 et les indices de stress des sites à RUM+ valent de 0 à 72,1. Les profondeurs utiles à 80 et 100 cm produisent des résultats semblables, particulièrement pour les sites à RUM+. La profondeur utile de 200 cm produit peu d'indice de stress, mais les sites à RUM- présentent toutefois plus de résultats que les sites RUM+. Le site RE2 (RUM- / d-) avec un P-ET0 moyen de 475 mm présente des indices de stress plus nombreux et plus intenses que le site VIV (RUM- / d+) avec le plus de contraintes mais un P-ET0 moyen de 678 mm.

Les sécheresses de 1976, 2018, 2020 et 2022 ont induit les indices de stress les plus élevés, allant de 0 à 80,6. Il est donc intéressant de comparer les indices de stress de ces sécheresses. La sécheresse de 1976 a induit des indices de stress allant de 0 à 72,2 selon les scénarios de profondeur utile et de LAI, et sites. Même le LAI_cst et LAI_Forr, étant plus faibles que LAI_SA, présentent des indices de stress élevés. En effet, lors de l'été de 1976, des vagues de chaleurs intenses ont été observées. La température a atteint ou dépassé les 30°C pendant 16 jours consécutifs presque partout en Belgique. De plus, un déficit pluviométrique pendant l'hiver précède cet été (Vilmos, 2011.). Les sécheresses de 2018, 2020 et 2022 ont également produit des indices de stress importants allant de 0 à 80,6 selon les scénarios et les sites, rivalisant avec celle de 1976.

A l'inverse, les sécheresses de 2003 et de 2011 ont des indices de stress moins importants, allant de 0 à 31,5. Pourtant, le printemps de ces deux années a été particulièrement exceptionnel au niveau des températures moyennes (respectivement 11,1°C et 12,2°C au lieu de 10,1°C) (*IRM - Année 2003*, s. d.; *IRM - Printemps 2011*, s. d.).

Figure 25: Indice de stress modélisé de la plantation jusqu'en 2022, pour chaque scénario de profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm) et de méthode de détermination du LAI (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr), et pour les quatre sites.



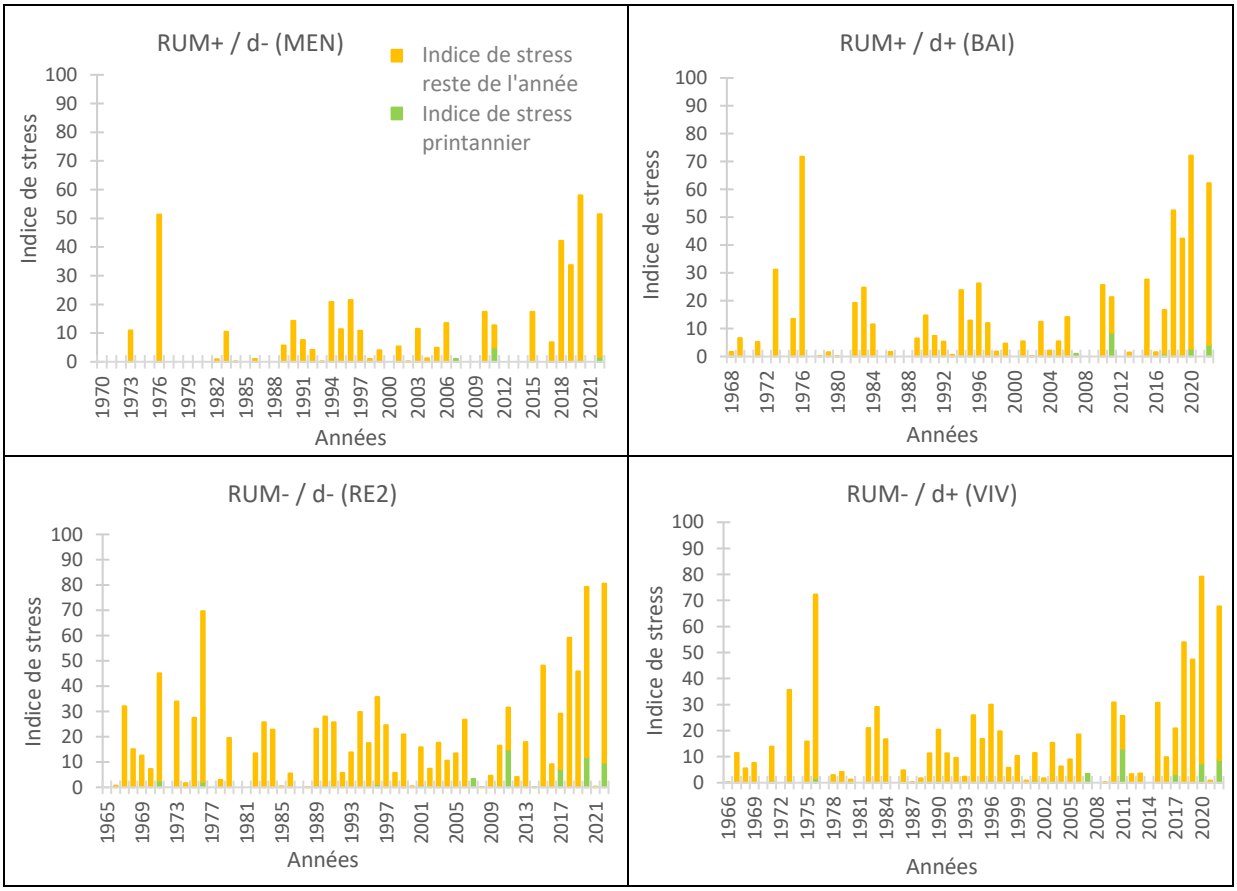
	RUM- / d- (RE2)	RUM- / d+ (VIV)
50 cm		
80 cm		
100 cm		
200 cm		

Les profondeurs utiles de 50 et 80 cm sont les plus sensibles aux sécheresses édaphiques printanières. A l'inverse, les profondeurs utiles de 100 cm et 200 cm ne génèrent pas de stress hydrique édaphique printanier. De plus, le LAI influence également et le LAI_SA induit les plus forts indices de stress printanier. La Figure 26 présente l'évolution temporelle de l'indice de stress pour la profondeur utile de 50 cm et le LAI_SA. Les autres scénarios sont présentés en Annexe 8.

Selon l'hypothèse que la profondeur utile est bien de 50cm, il en résulte qu'une augmentation de l'apparition et de l'intensité des sécheresses édaphiques printanières serait constatée depuis une dizaine d'année pour les quatre sites. L'indice de stress printanier atteint, toutefois, des valeurs légèrement plus élevées pour les sites à RUM-.

Enfin, 2011 est l'année qui présente l'indice de stress printanier le plus élevé sur les quatre sites. En effet, lors du printemps 2011, seul le tiers des précipitations est observé par rapport aux valeurs saisonnières normales calculées sur la période de 1981 à 2010. La température moyenne était de 12,2°C, alors que la valeur saisonnière normale pour la période de 1981-2010 est de 10,1°C (Mievis, 2011).

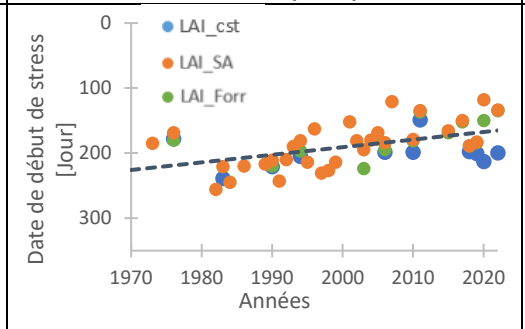
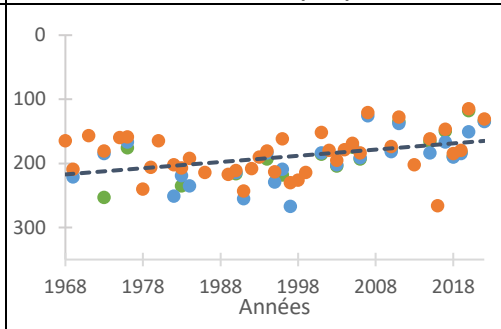
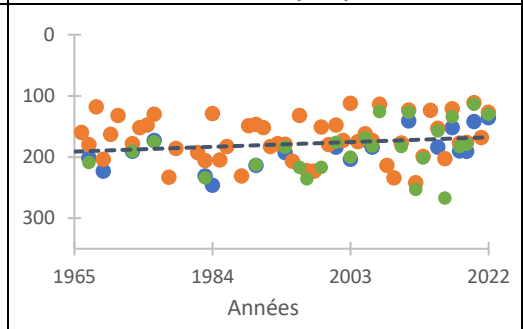
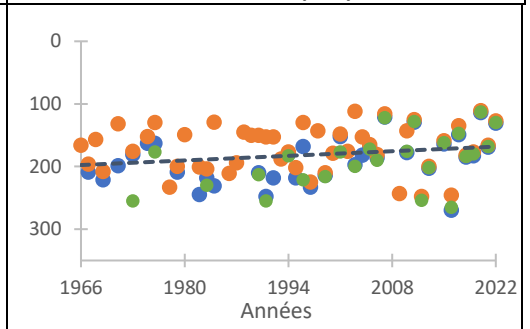
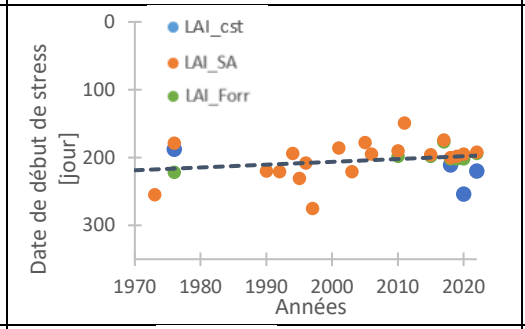
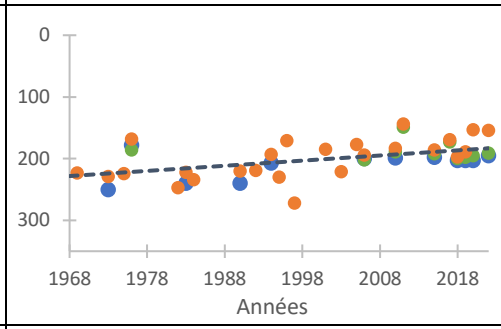
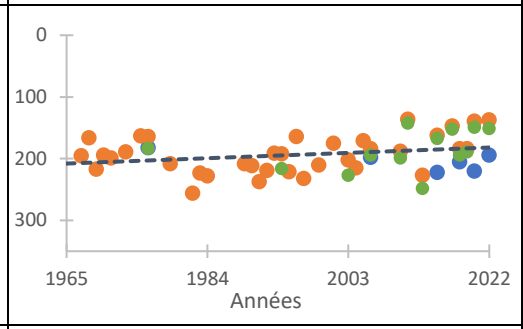
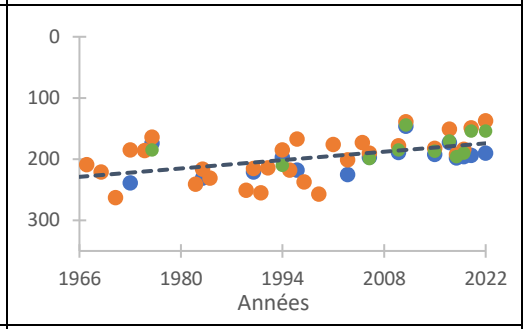
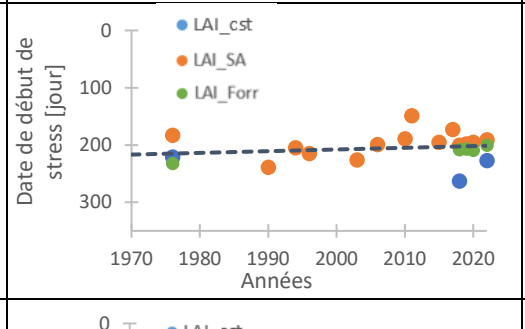
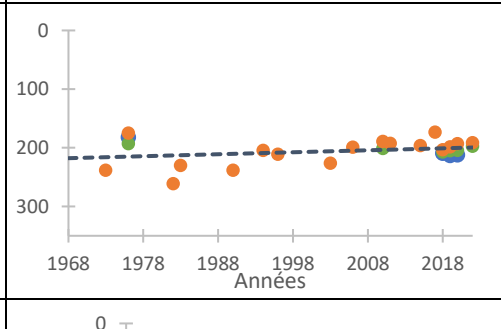
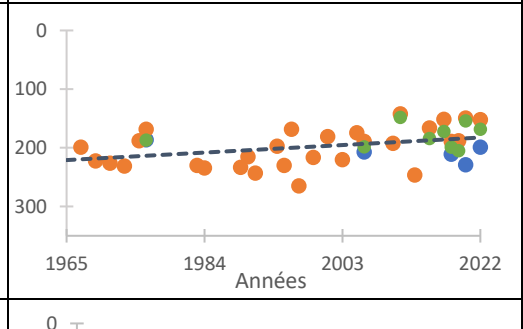
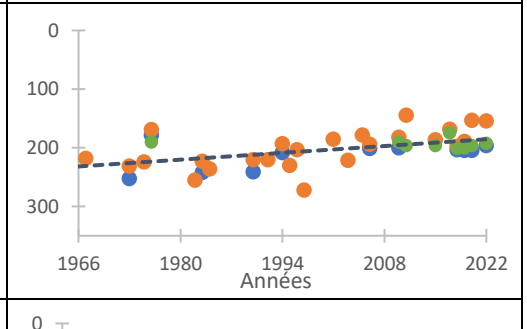
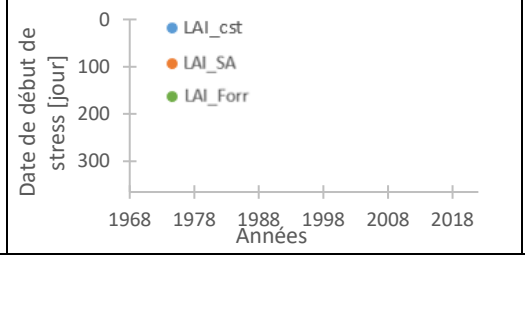
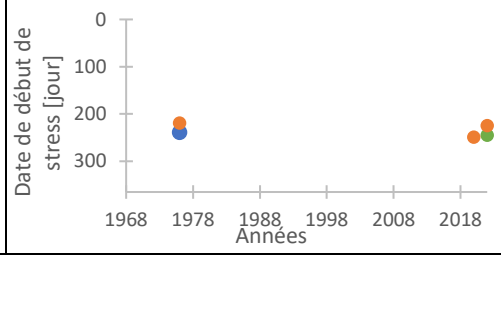
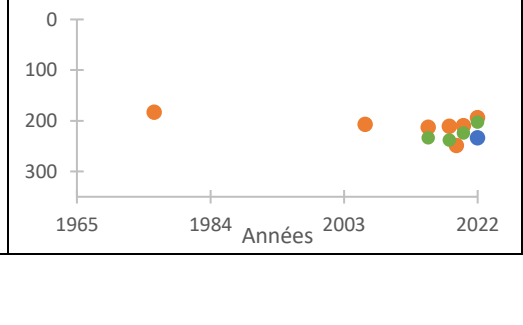
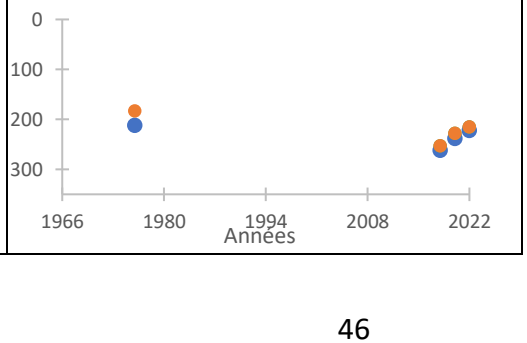
Figure 26 : Evolution temporelle de l'indice de stress hydrique avec une distinction entre le printemps et le reste de l'année, pour la profondeur utile à 50 cm et le LAI_SA.



Enfin, la date d'apparition du stress hydrique est le troisième indicateur de sécheresse généré par BILJOU©.

Pour tous les scénarios de LAI et de profondeur utile, la date de début du stress hydrique tend à apparaitre de plus en plus tôt (Figure 27). La profondeur utile et la RUM semble avoir un impact sur la date d'apparition du déficit édaphique.

Figure 27:Date d'apparition du début de stress hydrique de la plantation jusqu'en 2022, obtenues pour les quatre scénarios de profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm). La courbe de tendance linéaire englobe les valeurs de LAI_SA, LAI_Forr et LAI_cst.

	RUM+ / d- (MEN)	RUM+ / d+ (BAI)	RUM- / d- (RE2)	RUM- / d+ (VIV)
50 cm				
80 cm				
100 cm				
200 cm				

4.3. Comparaison avec les indices de croissance

Afin de valider la paramétrisation de BILJOU©, l'analyse du lien entre la croissance radiale et les indices de stress a été effectuée. Un seuil au-delà duquel les stress hydriques induisent des indices de croissance significativement faibles a été recherché.

L'évolution des indices de croissance est présenté à la Figure 28. Des oscillations sont constatées, mais même après les sécheresses de 1976, 2003, 2011 et 2018, la croissance radiale de l'arbre est repartie à la hausse. Aucune tendance à la décroissance n'est observée.

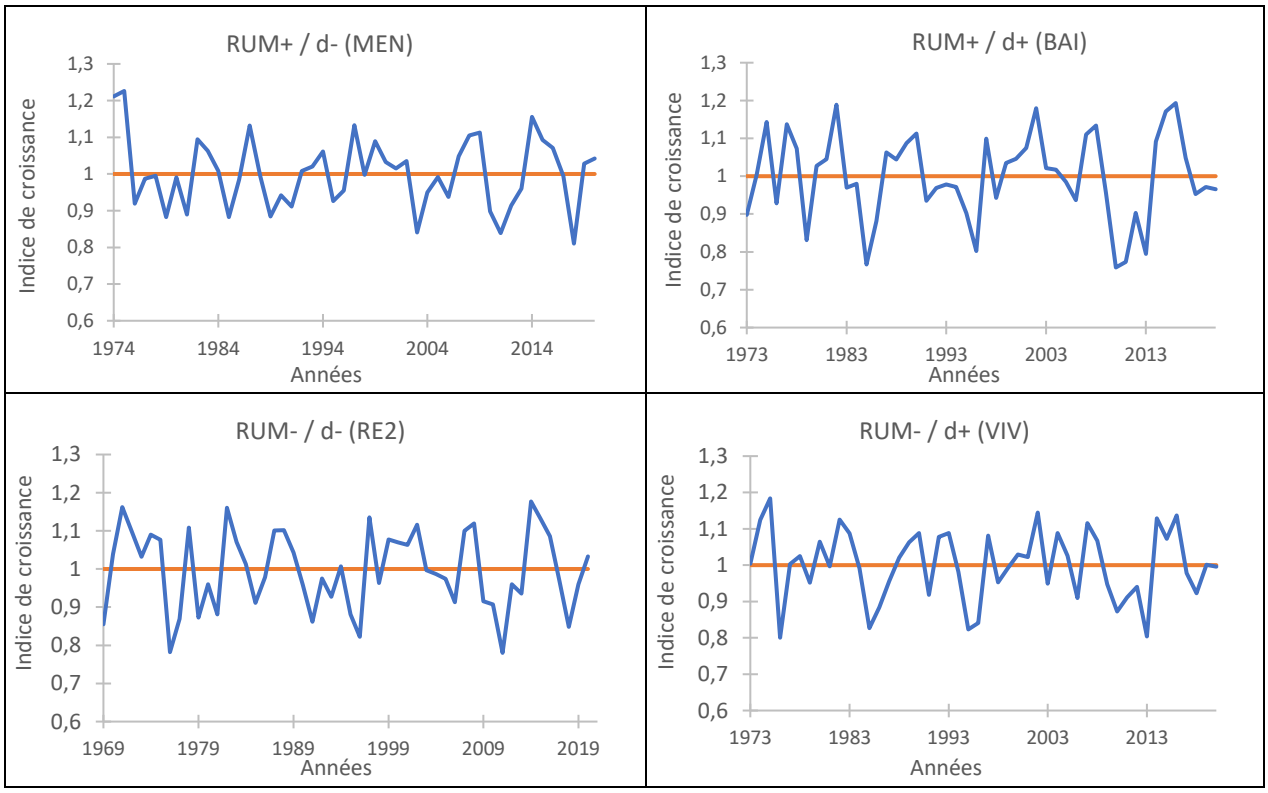


Figure 28 : Evolution de l'indice de croissance au cours du temps pour les quatre sites en bleu. La moyenne des indices de croissance est en rouge.

Les années caractéristiques négatives identifiées pour chaque site sont présentées dans le Tableau 8. Pour le site VIV, aucune année caractéristique négative dont 1976 n'a été observée selon la méthode RGC, pourtant ce site présente le plus de contraintes. Cela provient d'une part de la méthode d'identification des années caractéristiques négatives (*RGC*), qui les évalue au regard de la moyenne des quatre années précédentes. D'autre part, et ceci est valable pour tous les sites, le cerne de 1976 n'est pas toujours précédé par les quatre cernes nécessaires au calcul des années caractéristiques négatives, de par la longueur des carottes prélevées.

L'ajout de ces années a permis de constater que certaines années caractéristiques négatives ne présentent pas d'indice de stress. Par exemple, l'année 1985 pour le site BAI ne présente aucun indice de stress.

Tableau 8 : Années caractéristiques négatives, identifiées selon la méthode Relative Growth Change, pour les quatre sites, ainsi que la première année considérée par l'identification des années caractéristiques.

Site	Première année considérée	Années caractéristiques négatives
RUM+ / d- (MEN)	1978	1979, 2018
RUM+ / d+ (BAI)	1977	1979, 1985, 2010, 2011
RUM- / d- (RE2)	1973	1976, 2011, 2018
RUM- / d+ (VIV)	1977	

L'indice de croissance a tendance à diminuer lorsque l'indice de stress augmente, mais la présence d'un seuil de stress hydrique n'est pas clairement observable (Figure 29). Il est intéressant d'observer que les années caractéristiques négatives présentent des indices de croissance toujours inférieurs ou égaux à 0,8. Les différents scénarios de profondeur utile et de RUM ne semblent pas impacter la tendance à la décroissance de l'indice de croissance, au-delà de leur impact sur la fréquence des indices de stress.

La croissance du douglas ne semble donc pas être fortement impactée par les sécheresses sur la période d'analyse concernée.

:

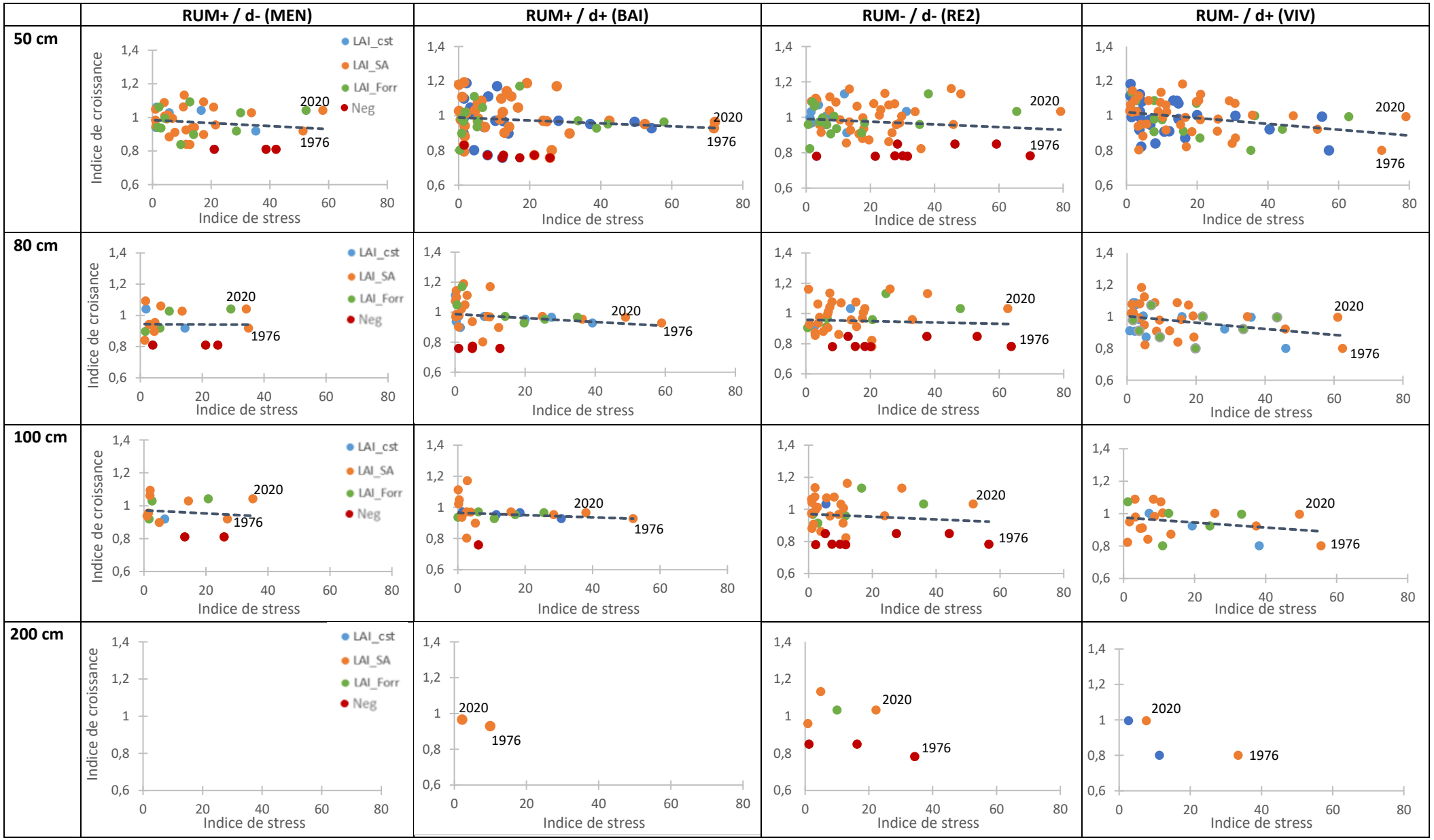


Figure 29 : Indice de croissance en fonction de l'indice de stress pour les quatre scénarios de profondeurs utile (50, 80, 100 et 200 cm) et pour les quatre sites. La courbe de tendance regroupe toutes les valeurs de LAI (LAI_cst, LAI_SA et LAI_Forr). Les années caractéristiques ont été identifiées selon la méthode Relative Growth Change.

Pour approfondir l'analyse entre les indices de stress et les indices de croissance, l'impact de plusieurs années de sécheresses successives sur la croissance radiale de l'arbre a été analysé.

Les périodes présentant un indice de croissance inférieur à 1 ont été sélectionnées (Tableau 9 et Figure 28). Pour chacune de ces périodes, le déficit de croissance cumulé et l'indice de stress cumulé ont été calculés. Certaines années ou périodes reviennent pour plusieurs sites. C'est le cas des années : 1976, 1995-1996, 1998, 2003, 2006, 2010-2013 et 2018. Les sites RUM- ont davantage de périodes cumulant avec un déficit de croissance.

Tableau 9 : Périodes présentant un déficit de croissance pour les quatre sites. Les années ou périodes revenant le plus pour les quatre sites sont en rouge.

RUM+ / d- (MEN)	RUM+ / d+ (BAI)	RUM- / d- (RE2)	RUM- / d+ (VIV)
		1969	
	1973		
1976-1981	1976	1976-1977	1976
	1979	1979-1981	1979
			1981
1985-1986	1983-1986	1985-1986	1984-1987
1988-1991		1990-1993	1991
1995-1996	1991-1996	1995-1996	1994-1996
1998	1998	1998	1998-1999
2003-2006		2003-2006	2003
	2005-2006		2006
2010-2013	2009-2013	2009-2013	2009-2013
2017-2018	2018-2020	2017-2019	2017-2020

Les courbes de tendance pour chaque scénario de LAI (Figure 30) démontrent que le déficit de croissance cumulé augmente en même temps que l'indice de stress cumulé. La profondeur utile et la RUM ne semblent pas avoir d'impact sur cette tendance, au-delà de leur impact sur le nombre d'années présentant un stress hydrique, et l'intensité de ce dernier.

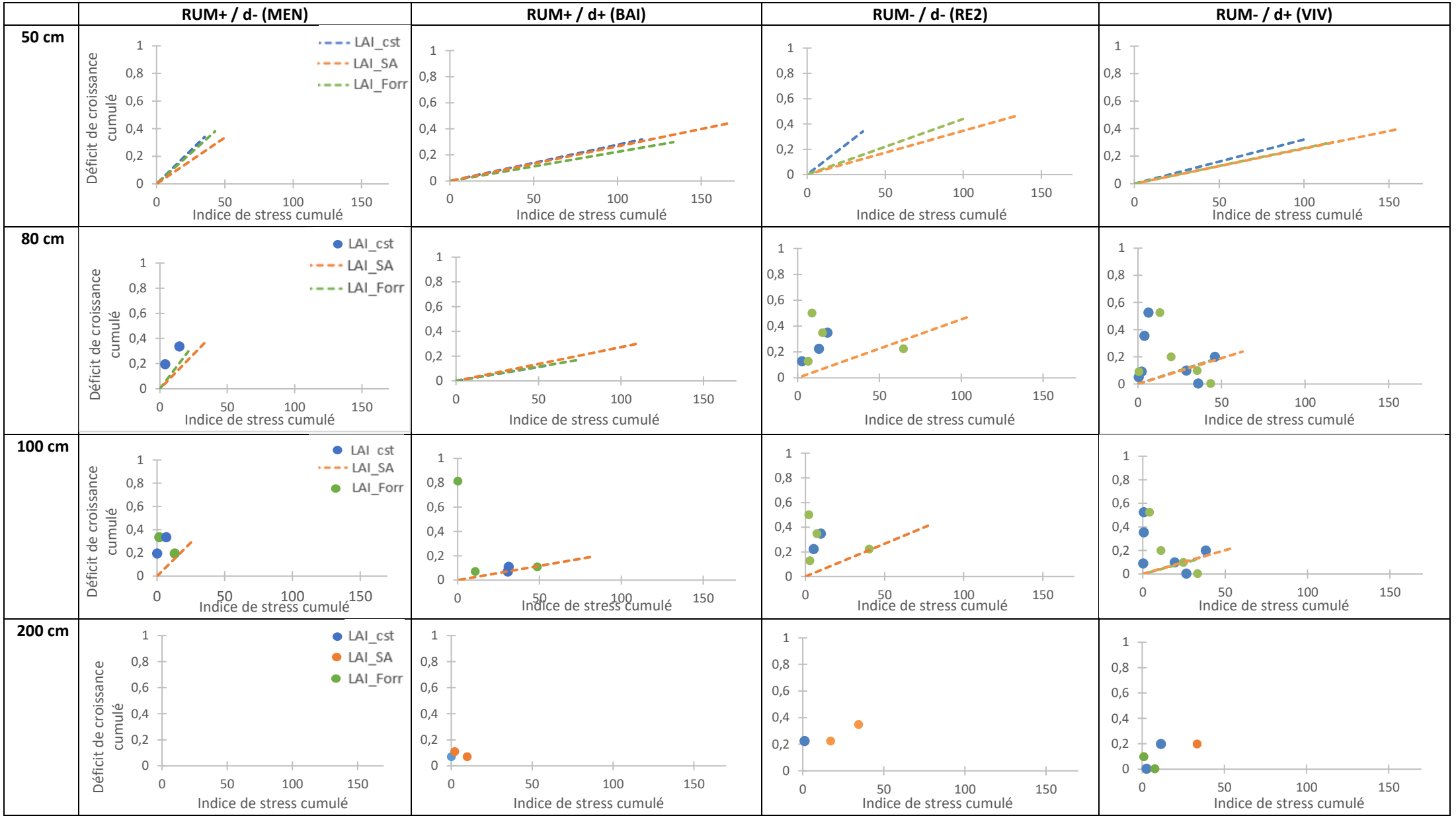


Figure 30: Déficit de croissance cumulé en fonction de l'indice de stress cumulé pour les quatre scénarios de profondeur utile (50, 80, 100 et 200 cm) et pour les quatre sites. Les courbes de tendance sont linéaires et n'ont pas été réalisées lorsqu'il n'y avait pas assez de valeurs qui sont représentés par des points.

5. Discussion

5.1. Paramétrisation du modèle BILJOU©

La modélisation du bilan hydrique se base sur les différentes méthodes et calculs utilisées pour obtenir les paramètres. Il convient dès lors de discuter des forces et des limites de ces paramètres.

5.1.1. Profils racinaires

La distribution verticale des racines fines générée par ce travail (Figure 21) est confirmée par certaines études sur le douglas. Lozanova *et* al (2019) montrent que la moitié de la biomasse des racines fines chez le douglas est située dans les 15 premiers cm, puis une diminution significative est constatée. Cette tendance est également observée dans ce mémoire. Thomas *et* al (2015) démontrent également que 90% des fines racines du douglas sont situées entre 0 à 125 cm de profondeur. Dans ce mémoire, environ 92% de racines fines sont présentes jusque 125 cm de profondeur lorsqu'un profil de 200 cm est considéré. Il est important de rappeler que le modèle de distribution racinaire verticale utilisé pour réaliser le profil racinaire jusque 200 cm n'est pas spécifique au douglas, même s'il semble réaliste. Par ailleurs, il est probable que des racines fines soient présentes sous 200 cm, la profondeur maximale d'enracinement testée.

Sur cette base, les profils racinaires ont été segmentés pour attribuer une proportion de fines racines à chacun des trois horizons des fichiers paramètres, en considérant que toutes les racines étaient présentes dans la profondeur utile considérée par chaque scénario. Plus la profondeur utile considérée augmente, plus l'épaisseur du troisième horizon est importante et donc la proportion de racines fines qui lui est attribuée est « diluée » sur cette épaisseur. Cela cause des incertitudes par rapport à la consommation en eau des arbres issue de cet horizon. Cette forte épaisseur a des conséquences sur la EUM du troisième horizon et donc sur la RUM.

Il faut également noter que les deux niveaux de densité, d+ et d-, ne se reflètent pas sur les profils racinaires. Pourtant, un site d+ a probablement une densité de racines fines plus importante, ainsi qu'une distribution verticale différente. L'effet de la densité a toutefois été intégré via le LAI.

Une autre limitation de la paramétrisation des racines fines est que leur turnover au cours de l'année, en particulier leur évolution selon la teneur en eau du sol, n'est pas représentée. Une description statique du système racinaire a en effet été effectuée. Mais, selon Losanova *et al* (2019), il n'existe pas de différences significatives de biomasse des racines fines entre les différents mois. La nécromasse des racines fines présente toutefois une diminution pendant l'été avec un minimum en aout, puis une augmentation et une stabilisation de l'automne jusqu'au printemps, surtout dans les 15 premiers cm. Le taux de renouvellement des racines fines s'élève à 1,11 ou 0,76 selon la méthode utilisée.

Ces limitations étant, nous considérons néanmoins que les profils d'enracinement générés sont représentatifs de la prospection racinaire du douglas, en particulier pour les profondeurs entre 0 et 100 cm.

5.1.2. LAImax

Le LAImax a été estimé soit à l'aide de mesure de terrain avec un LAI2200, soit avec des relations allométriques (Tableau 3). Les valeurs mesurées (entre 1,5 et 3,2) sont les plus faibles. Cela peut s'expliquer par plusieurs raisons. Une des raisons est que le LAI a une forte variabilité spatiale et temporelle. Bréda (2003) a montré que les méthodes indirectes (instruments optiques) sous-estiment le LAI en comparaison aux méthodes directes utilisant des relations allométriques. Cette sous-estimation est liée à la répartition non-aléatoire des feuilles dans la canopée, alors que le LAI2200 considère que les feuilles sont distribuées aléatoirement (LI-COR, 2017). Une autre raison pouvant expliquer ces valeurs faibles est la difficulté pour l'opérateur de trouver des surfaces proches hors-couvert. Pour rappel, le LAI2200 mesure l'atténuation des radiations diffuses. Pour cela, des mesures hors et sous-couvert doivent être effectuées. Une piste d'amélioration pourrait être d'utiliser deux capteurs. L'un serait placé hors-couvert et prendrait des mesures automatiquement, pendant que l'autre serait utilisé pour faire les mesures sous-couvert.

Les valeurs mesurées avec le LAI2200, bien que faibles, sont confirmés par d'autres études, notamment Manise (2012) qui a mesuré un LAImax de 3,3 dans des peuplements de douglas en Wallonie. Ces valeurs auraient pu ne pas être intégrées à la moyenne pour obtenir le LAImax mais elles ont été maintenues, pour ne pas biaiser la moyenne sur un *a priori.*

En ce qui concerne, les relations allométriques entre la surface d'aubier et la surface foliaire, il faut rappeler qu'elles sont dépendantes du site, de l'espèce, de l'année, de la fertilité, du climat et de la sylviculture du peuplement. Ainsi, l'utilisation de ces relations pour un autre peuplement est une source d'erreur potentielle car elles sont hautement significatives sur chaque site mais diffèrent d'un site à l'autre (Bréda *et al.*, 2002). C'est pour cela qu'une attention particulière a été portée aux relations allométriques choisies. Elles sont spécifiques aux peuplements de douglas et correspondent à des peuplements du même âge. De plus, les relations allométriques ne permettent pas de quantifier les variations intra-annuelles pouvant être observées après des sécheresses (Bréda, 1999; Bréda *et* al., 2002). Les variations inter-annuelles ont été prises en compte par la reconstruction de la croissance du peuplement.

La valeur de LAImax retenue pour chaque site pour les simulations correspond à la moyenne du LAImax calculé de sept manières différentes (Tableau 3). Cette valeur varie entre 4 et 5, selon les sites, ce qui est comparable aux valeurs obtenues dans plusieurs études (LAImax de 4,1, 5,5 et 6) réalisées sur le douglas (Bréda *et al*., 2002; Weiskittel *et al.*, 2010; Weiskittel & Maguire, 2007).

Finalement, le LAI a tendance à augmenter, au cours du temps, jusqu'à atteindre un maximum, puis à se stabiliser ou diminuer légèrement (Bréda *et al.*, 2002). Cette évolution est similaire à celle observée avec le LAI_SA.

Le fichier paramètre exige également la date de débourrement et de chute des feuilles. Pour les essences résineuses sempervirentes, le modèle considère que le LAI est constant du jour 1

au jour 365 de chaque année. En réalité, le douglas renouvelle une fraction de son LAI chaque année et produit de nouvelles aiguilles chaque printemps. La littérature fait état d'un débourrement plus précoce depuis une trentaine d'années dans le cadre du réchauffement climatique (Asse *et al*., 2018; Ford *et al.,* 2016). Cette évolution n'est pas à ce stade représentée dans le modèle ce qui impacterait la simulation des stress hydriques printaniers.

5.1.3. Paramètres pédologiques

L'utilisation des données pédologiques de deux fosses de l'étude de Doat (2022), très comparables aux sites de ce mémoire, l'une pour les sites à RUM- et l'autre pour les sites à RUM+, a permis d'intégrer de façon précise les différences de propriétés hydriques et porales des sols à RUM contrastée dans la modélisation du bilan hydrique journalier. En particulier, la profondeur de sondage de 2 m, la prise en compte de la charge caillouteuse, et la mesure des courbes de rétention à partir d'agrégats prélevés *in situ* sur les 2 m de profondeur, permettent une évaluation de l'EUM par horizon très précise. Des différences entre l'EUM obtenue par A. Doat et celle estimée selon le triangle textural de Jamagne ont été constatées (Tableau 10). Ces différences peuvent provenir des méthodes utilisées et/ou de la précision des éléments pris en compte.

Tableau 10: Eau utile maximale [mm d'eau par cm de sol] évaluée par A. Doat et estimée selon le triangle textural (Jamagne et al., 1977) pour les deux fosses.

	RUM- (Epioux)		RUM+ (Menuchenet)	
	Evaluée par A. Doat	Méthode des textures	Evaluée par A. Doat	Méthode des textures
H1	1,88	1,95	2,17	1,75
H2	2,19	1,75	2,54	1,6
H3	1,56	1,45	2,05	1,6

Sur base de ces travaux sur les profils racinaires, sur le LAImax (dont les équations allométriques intègrent les critères de densité de peuplement) et sur les paramètres pédologiques décrivant les propriétés hydriques et porales des sols considérés sur quatre profondeurs utiles, les fichiers paramètres générés pour la modélisation couvrent un champ de réalités de terrain qui permettent d'évaluer la probabilité d'occurrence de stress hydriques de façon assez précise.

5.2. Bilan hydrique et indicateurs de sécheresses

Manise (2012) avait constaté que l'indice de stress augmente lorsque la RUM d'un sol diminue, à déficit pluviométrique égale. Le LAI avait également été mis en évidence comme étant l'un des paramètres les plus influents dans la modélisation du stress hydrique. L'importance de ces paramètres a également été confirmée dans ce mémoire. Les sites RUM- ont induit 2585 jours de stress hydriques édaphiques pour la profondeur utile de 50 cm et LAI_SA, avec une intensité de 0 à 80,6. Les sites RUM+ ont généré au maximum 1242 jours de stress hydriques édaphiques, soit deux fois moins, pour la profondeur utile de 50 cm et LAI_SA, avec une intensité de 0 à 72,1. Les valeurs de LAI les plus élevées, LAI_SA, ont produit toujours des indices de stress les plus importants.

Pour l'année 1976, Manise (2012) a observé des indices de stress allant de 0 à 80 dans des peuplements de douglas en Wallonie. Dans cette même étude, le site induisant l'indice de stress maximal présentait une RUM de 68 mm pour une profondeur utile de 200 cm. L'intervalle de valeurs d'indice de stress est comparable à celui généré, dans ce mémoire, par BILJOU© lors de la sécheresse de 1976 pour le LAI_SA (Tableau 11). De plus, dans l'étude de Manise (2012), l'année 2003 a généré des indices de stress allant de 0 à 20. Ce maximum a été généré dans ce mémoire pour une profondeur utile de 50 cm et le LAI_SA.

Tableau 11 : Indice de stress maximum générés lors de l'année 1976 par le LAI_SA, les quatre profondeurs utiles et les quatre sites.

	RUM+ / d- (MEN)	**RUM+ / d+ (BAI)**	**RUM- / d- (RE2)**	**RUM- / d+ (VIV)**
50 cm	51,3	71,8	69,7	72,2
80 cm	34,9	58,9	63,7	62,5
100 cm	26,9	52	56,5	55,6
200 cm	0	9,9	34,4	33,4

L'augmentation en fréquence et en intensité des sécheresses se marque depuis 2018 (Figure 25). La sécheresse de 1976 n'est ni précédée ni suivie par une autre sécheresse intense. Cela n'est pas le cas depuis 2018 où des sécheresses intenses se succèdent.

Concernant l'augmentation en fréquence et en intensité des sécheresses printanières, le douglas et les résineux en général peuvent y être plus sensibles. En effet, de par leur phénologie, l'interception des précipitations peut atteindre 30 à 40 % des précipitations annuelles, alors que cette interception s'élève à 25% dans les peuplements de feuillus décidus. Par conséquent, une fraction plus faible des précipitations atteint le sol dans les peuplements de douglas, ce qui impacte la recharge de la réserve en eau du sol et induit une plus grande précocité dans la diminution de la réserve en eau du sol au printemps (Granier *et al.*, 1995). De plus, les résineux commencent à transpirer plus tôt dans l'année que les feuillus.

5.3. Comparaison avec les indices de croissance

Une corrélation est observée entre les forts déficits hydriques et les faibles indices de croissance pour les années les plus sèches comme 1976 (Granier *et al.*, 1995). Dans l'étude de Manise (2012), une diminution de la croissance radiale de 19 à 35 % a été observée dans des peuplements de douglas en Wallonie lors de la sécheresse de 1976. Cette sécheresse a effectivement induit les plus faibles indices de croissance pour les sites RUM- (0,78 et 0,8), alors que pour les sites RUM+, ce sont les sécheresses de 2010 et 2018 (0,75 et 0,81).

De plus, (Manise, 2012) observe que lorsque la RUM est inférieure à 100 mm, la perte de croissance est de plus en plus importante. Cette amplification de la perte de croissance n'a pas été observée. Dans ce mémoire, le site RUM- à une profondeur utile de 50 cm présente une RUM à peine inférieure à 100 mm. Pour confirmer cette tendance, un plus grand nombre de sites avec une RUM contrastée devrait être étudié, ce qui sera réalisé dans le cadre de la recherche de C. Guisset.

Manise (2012) a démontré également que lorsque l'indice de stress est supérieur à 40, une diminution significative de la croissance radiale des chênes, hêtres, douglas et épicéas était

constatée. (Bréda *et al.*, 2000) ont mis en lumière qu'au-delà d'un indice de stress de 60, les arbres risquent de dépérir. Un seuil d'indice de stress au-delà duquel une diminution significative de la croissance radiale est observée n'a pas nettement été identifié dans l'ensemble des scénarios et des sites de notre étude. Une tendance à la diminution de l'indice de croissance en fonction de l'indice de stress est toutefois observée, mais celle-ci n'est pas significative.

Manise (2012) n'avait par ailleurs pas observé de relation systématique entre les indices de stress modélisés par BILJOU© et la présence d'années caractéristiques négatives. Dans ce mémoire, certaines des années caractéristiques négatives ne correspondent pas à des années avec un stress hydrique modélisé (1985 pour le site BAI), tandis que certaines années avec des indices de stress importants n'avaient pas été identifiées comme années caractéristiques négatives (2018 pour le site VIV avec un indice de stress de 54 ou pour le site RE2 avec un indice de stress de 52). Par conséquent, un autre facteur pourrait être à l'origine de la diminution de la croissance du douglas en Wallonie, comme les gelées précoces auxquelles le douglas est sensible.

L'analyse des indices de croissance en fonction des indices de stress démontre que le douglas en Wallonie résiste tout de même aux sécheresses. Cependant, les indices de croissance ne prennent pas en compte les sécheresses de 2021 et 2022. Ces années pourraient avoir causées des dommages à la croissance radiale des arbres au vu de leur indice de stress ayant dépassé la sécheresse de 1976 pour certains sites, et de leur répartition sur une courte période.

5.4. Validation des scénarios

L'analyse de la corrélation entre les indices de croissance et les indices de stress est importante pour identifier les scénarios qui produisent des indices de stress ayant un impact sur la vitalité des arbres, avec comme indicateur la croissance radiale (Annexe 9 à 12).

Le scénario de profondeur utile de 200 cm génère peu ou pas d'indice de stress ayant induit une diminution de la croissance radiale, ce qui le rend peu réaliste. Mais comme expliqué précédemment, peut-être qu'une modélisation du bilan hydrique avec quatre couches de sol au lieu de trois et sur base de mesures de profils racinaires en peuplements de douglas sur cette profondeur, permettrait d'affiner ces résultats. A l'inverse, la profondeur utile de 50 cm génère de nombreuses années avec un indice de stress, dont certains d'une forte intensité, dont les impacts sont peu visibles sur la croissance radiale. Les indices de stress générés pour les profondeurs utiles de 80 et 100 cm dépendent fortement du scénario de LAI considéré. En effet, le LAI_cst et le LAI_Forr produisent peu d'années avec un indice de stress, ce qui n'est pas cohérent par rapport aux indices de croissance observés. Ainsi, pour ces profondeurs utiles, le LAI_SA produisant toujours davantage d'indice de stress en fréquence et en intensité, semble être un scénario valide. De plus, l'évolution du LAI_SA au cours du temps ressemble à celle observée en réalité.

Pour valider les stress hydriques modélisés, ceux-ci auraient pu être comparés avec des stress hydriques climatiques ou en installant des capteurs d'humidité dans les quatre sites pour avoir des mesures de la réserve en eau utile du sol.

6. Conclusion et perspectives

La construction de différents scénarios de profondeur utile et de LAI a montré l'importance de la paramétrisation pour évaluer le bilan hydrique forestier et les indicateurs de stress hydrique édaphique. La profondeur d'enracinement totale et la distribution des racines fines sur le profil influent directement sur la réserve en eau utile dont la dynamique de recharge/décharge est cruciale lors de l'évaluation du bilan hydrique forestier. Le LAI est important à prendre en compte car il influence directement l'interception des précipitations et la transpiration des arbres. Le LAI est généralement considéré comme constant sur la période de modélisation car l'estimation de sa variation inter-annuelle est compliquée. Cependant, l'utilisation d'un LAI constant semble entrainer une sous-estimation des stress hydriques édaphiques par rapport à un LAI qui évolue au cours du temps selon la densité du peuplement. Le rôle du climat a été mis en évidence d'une part via le régime des précipitations mais aussi via le paramètre P-ET0 (plus faible pour le site RE2).

L'utilisation de quatre sites avec des RUM et des niveaux de densité contrastés a permis de constater que la RUM (dont la recharge/vidange est entre autres modulée par le LAI) est l'un des paramètres qui impacte le plus sur le risque de sécheresses édaphiques d'un site et les conséquences qui en découlent pour l'arbre. Ainsi, les sites avec des RUM- sont davantage susceptibles de subir une sécheresse édaphique.

Trois indicateurs de stress hydriques édaphiques sont générés par BILJOU© : la durée, l'indice (intégrant la durée et l'intensité) et la date de début du déficit hydrique. Le nombre de jours de stress hydrique édaphique de 1970 à 2022 est impacté par la profondeur utile, le LAI et la RUM. Un LAI élevé, une RUM- et une profondeur utile faible induisent un nombre de jours de stress plus important. L'indice de stress hydrique démontre une augmentation en fréquence et en intensité des sécheresses édaphiques, particulièrement durant cette dernière décennie. Selon les scénarios et les sites, les indices de stress hydrique de la sécheresse de 2022 ont dépassé ceux de la sécheresse de 1976. Au niveau temporel, les stress hydriques tendent à apparaitre de plus en plus tôt, pour tous les scénarios et les sites. Les stress hydriques printaniers sont, eux aussi, plus fréquemment observés et leur intensité augmente depuis dix ans.

Le seuil de stress hydrique au-delà duquel une diminution de la croissance radiale est observée n'a pas été identifié bien qu'une tendance à la diminution de la croissance radiale en fonction de l'indice de stress hydrique soit observée. Par conséquent, nous concluons que la croissance radiale du douglas sur les quatre sites étudiés ne semble, pour l'instant, pas fortement impactée par les sécheresses édaphiques modélisées. Finalement, l'impact des sécheresses successives sur la croissance des arbres a commencé à être mise en lumière en analysant le déficit de croissance cumulé en fonction de l'indice de stress cumulé.

En termes de perspectives de recherche, il nous semble important de mieux caractériser le système d'enracinement du douglas, en particulier les racines fines. Mesurer l'indice foliaire maximal sur des sites d'âges différents permettrait également de mieux intégrer sa variabilité dans les simulations.

7. Annexe

Annexe 1 : Critères de sélection des sites étudiés par C. Guisset (Guisset, 2022)

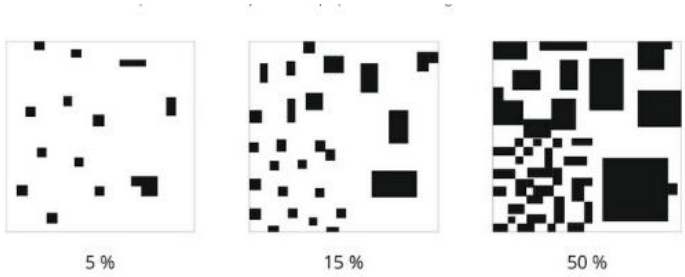
Catégorie	Critères	Sources de données
Climat	Zone bioclimatique Ardenne centro-orientale, Basse et moyenne Ardenne, ou Haute Ardenne	Carte bioclimatique de Wallonie (Van der Perre *et al*., 2015)
	Appartenance à une des deux zones climatiques définies sur base de P-ET0 annuel : P-ET0 < 380 mm ou P-ET0 > 510 mm	IRM (données journalières 2009-2018)
Topographie	Pente <7%	Modèle Numérique des Pentes
	Pas en fond de vallée ou en bas de pente	Observations de terrain
Sol	Sol de texture « G », drainage « b » ou « c », et développement de profil «b»	Carte Numérique des Sols de Wallonie
	Etage stratigraphique du Praguien ou du Lochkivien	Données (Joussemet & Titeux, 2020)
	Appartenance à l'un des deux groupes suivants : – Groupe 1 « RUM élevée » : • Sols peu caillouteux (5-15%) • Assimilables à des sols à charge de type schisteuse* • Profonds à moyennement profonds (>80 cm) – Groupe 2 « RUM faible » : • Sols caillouteux à très caillouteux (>15%) • A charge de type schisteuse* • Peu profonds à très superficiels (<80 cm)	Confirmation sur base d'un sondage à la tarière sur le terrain *Données (Joussemet & Titeux, 2020)
Peuplement	Minimum 0,5 hectares	Informations fournies par le Gestionnaire
	80% de douglas en surface terrière	
	Plantés entre 1954 et 1973	Mesures de terrain
	Correspondant à un des deux niveaux de densité choisis : – Faible densité : G à mi-rotation <36 m²/ha (d-) – Forte densité : G à mi-rotation >43 m²/ha (d+)	

Annexe 2 :Protocole d'échantillonnage (Doat, 2022)

L'échantillonnage suivant a été réalisé sur chaque site :

- Fosses jusqu'à la limite maximale atteignable et de maximum 2 m de profondeur ;
- Description du profil, détermination des horizons ;
- Estimation volumique des éléments grossiers (EG) : prélèvement d'un volume d'environ 6000 cm³ de terre et de cailloux ; en laboratoire : mise à l'étuve, poids sec total, passage dans l'eau et tamisage à 2 cm puis 2 mm et pesée du poids des cailloux. 3 répétitions par horizon. Une partie de ces cailloux serviront pour la mesure de la teneur en eau des cailloux. 3 répétitions par type de cailloux et par horizon ;
- Prélèvement de 2 kg de terre pour la mesure de la teneur en eau à pF 4,2 et pour les analyses chimiques en laboratoire (à sécher et à tamiser à 2 mm en laboratoires pour obtenir la terre fine) ;
- Prélèvement de grosses mottes (décimétriques) pour les mesures de la courbe de rétention sur éléments non perturbés (fragmentation en agrégats de 2 à 4 cm) ;
- Prélèvement d'un Kopecky de 100 à 250 cm³ par horizon pour la détermination de la masse volumique apparente de la terre et les graviers < 2cm ;
- Comptage racinaire.

Annexe 3: Méthode d'évaluation de la proportion d'éléments grossiers d'un sol (Petit et al., 2017).



Annexe 4: Fichiers paramètres BILJOU© pour LAI_cst. Pour les autres scénarios (LAI_SA et LAI_Forr), seules les valeurs de LAI ont été remplacées selon les périodes et les scénarios (Tableau 7).

Légende :

- Ligne 1 : Titre
- Ligne 2 : Latitude, longitude et altitude
- Ligne 3 : Type de peuplement (d= décidu et s= sempervirent)
- Ligne 4 : Jours de débourrement et chute des feuilles
- Ligne 5 : LAImax
- Ligne 6 : Nombre d'horizons (2 ou 3)
- Ligne 7 à 10 : Caractéristiques du sol par horizon :
    - Profondeur [cm]
    - EUM : Eau utile maximale [mm]
    - % racine : Pourcentage de racines fines
    - Hpflet : Humidité pondérale au point de flétrissement permanent
    - Dens_app : Densité apparente [g/cm³]

MEN_50cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
3,97				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,75	0,3058	0,81
50	88	0,25	0,1531	1,3

MEN_80cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
3,97				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,58	0,3058	0,81
60	104	0,38	0,1409	1,34
80	36	0,04	0,0648	1,77

MEN_100cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
3,97				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,51	0,3058	0,81
60	107	0,39	0,1409	1,34
100	68	0,1	0,0648	1,77

MEN_200cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
3,97				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,32	0,3058	0,81
60	107	0,34	0,1409	1,34
200	255	0,34	0,0648	1,72

BAI_50cm_LAI_cst

49,87	5,05	422		
s				
1	366			
5,04				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,75	0,3058	0,81
50	88	0,25	0,1531	1,3

BAI_80cm_LAI_cst

49,87	5,05	422		
s				
1	366			
5,04				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,58	0,3058	0,81
60	104	0,38	0,1409	1,34
80	36	0,04	0,0648	1,77

BAI_100cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
5,04				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,51	0,3058	0,81
60	107	0,39	0,1409	1,34
100	68	0,1	0,0648	1,77

BAI_200cm_LAI_cst

49,86	5,09	401		
s				
1	366			
5,04				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	32	0,32	0,3058	0,81
60	107	0,34	0,1409	1,34
200	255	0,34	0,0648	1,72

RE2_50cm_LAI_cst				
50,02	5,16	416		
s				
1	366			
4,04				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	30	0,75	0,3306	0,96
50	67	0,25	0,1809	1,3

RE2_80cm_LAI_cst				
50,02	5,16	416		
s				
1	366			
4,04				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
17	30	0,58	0,3306	0,96
80	118	0,42	0,1809	1,3

RE2_100cm_LAI_cst				
50,02	5,16	416		
s				
1	366			
4,04				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	30	0,51	0,3306	0,96
80	118	0,47	0,1809	1,3
100	25	0,02	0,0925	1,68

RE2_200cm_LAI_cst				
50,02	5,16	416		
s				
1	366			
4,04				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
17	30	0,32	0,3306	0,96
80	118	0,44	0,1809	1,3
200	133	0,24	0,1018	1,71

RE2_50cm_LAI_cst				
49,87	5,05	402		
s				
1	366			
4,91				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	30	0,75	0,3306	0,96
50	67	0,25	0,1809	1,3

VIV_80cm_LAI_cst				
49,87	5,05	402		
s				
1	366			
4,91				
2				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
17	30	0,58	0,3306	0,96
80	118	0,42	0,1809	1,3

VIV_100cm_LAI_cst				
49,87	5,05	402		
s				
1	366			
4,91				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
15	30	0,51	0,3306	0,96
80	118	0,47	0,1809	1,3
100	25	0,02	0,0925	1,68

VIV_200cm_LAI_cst				
49,87	5,05	402		
s				
1	366			
4,91				
3				
Profondeur	**EUM**	**% racine**	**hpflet**	**dens_app**
17	30	0,32	0,3306	0,96
80	118	0,44	0,1809	1,3
200	133	0,24	0,1018	1,71

Annexe 5 : Pour chaque profondeur utile a) 50 cm, b) 80 cm, c) 100 cm et d) 200cm , les coefficients de détermination obtenus à partir de combinaison de proportions relatives racinaires provenant des mesures de terrain en peuplement de douglas (I), des mesures de terrain en peuplement de douglas et du modèle de distribution racinaire verticale (II) (Jackson et al., 1996), des mesures de terrain en peuplement de hêtre (III), des mesures de terrain en peuplement de douglas, de hêtre et du modèle de distribution racinaire verticale (IV) et des mesures de terrain en peuplement de douglas et de hêtre (V).

	a)	b)	c)	d)
I	0,844	0,885	0,888	/
II	0,77	0,839	0,836	0,03
III	0,868	0,814	0,803	0,746
IV	0,777	0,821	0,816	0,652
V	0,835	0,846	0,842	0,636

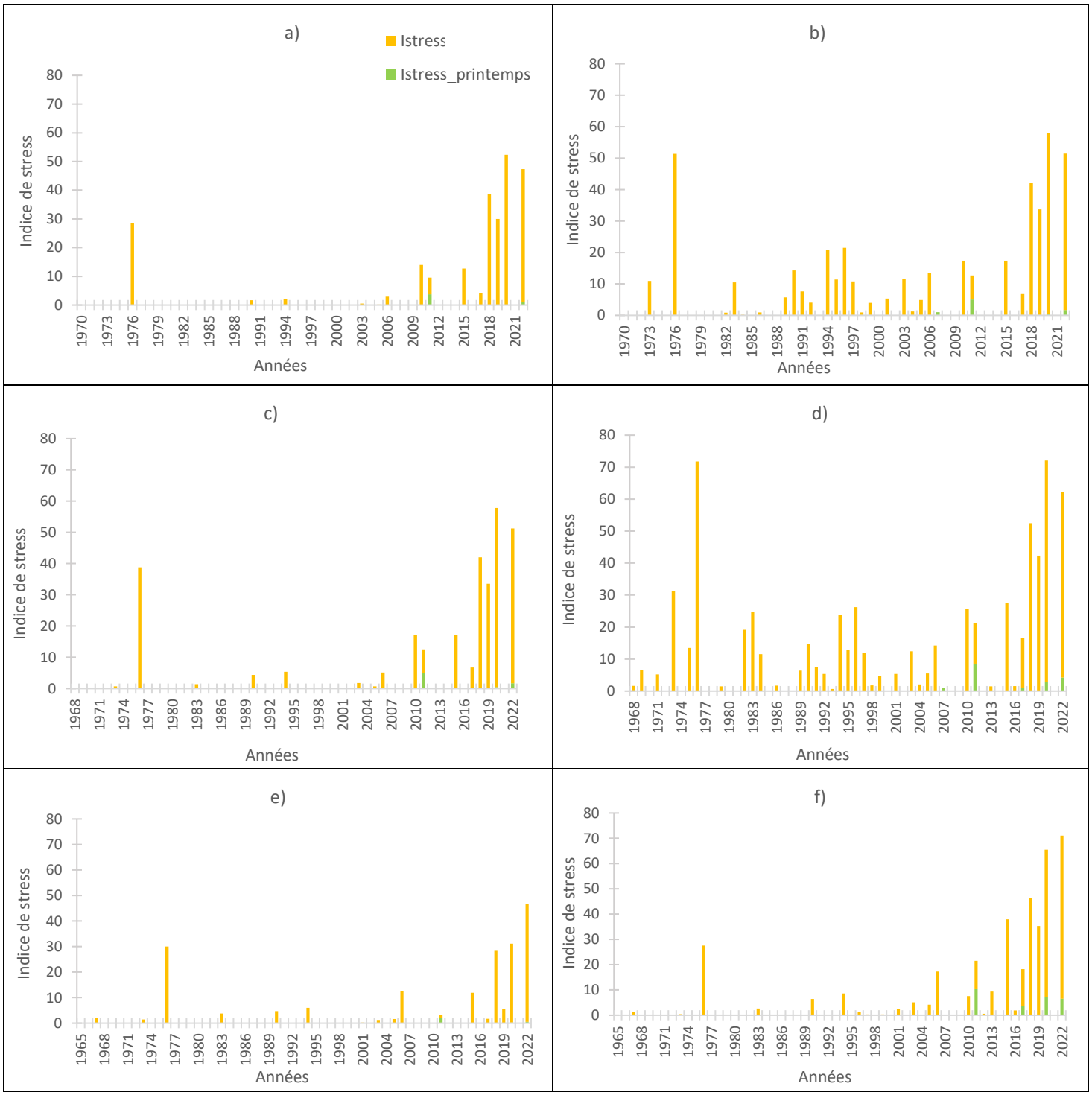
Annexe 6: Paramètres des régressions linéaires testées entre la circonférence à 130 cm de haut (C130) et la surface d'aubier (SA).

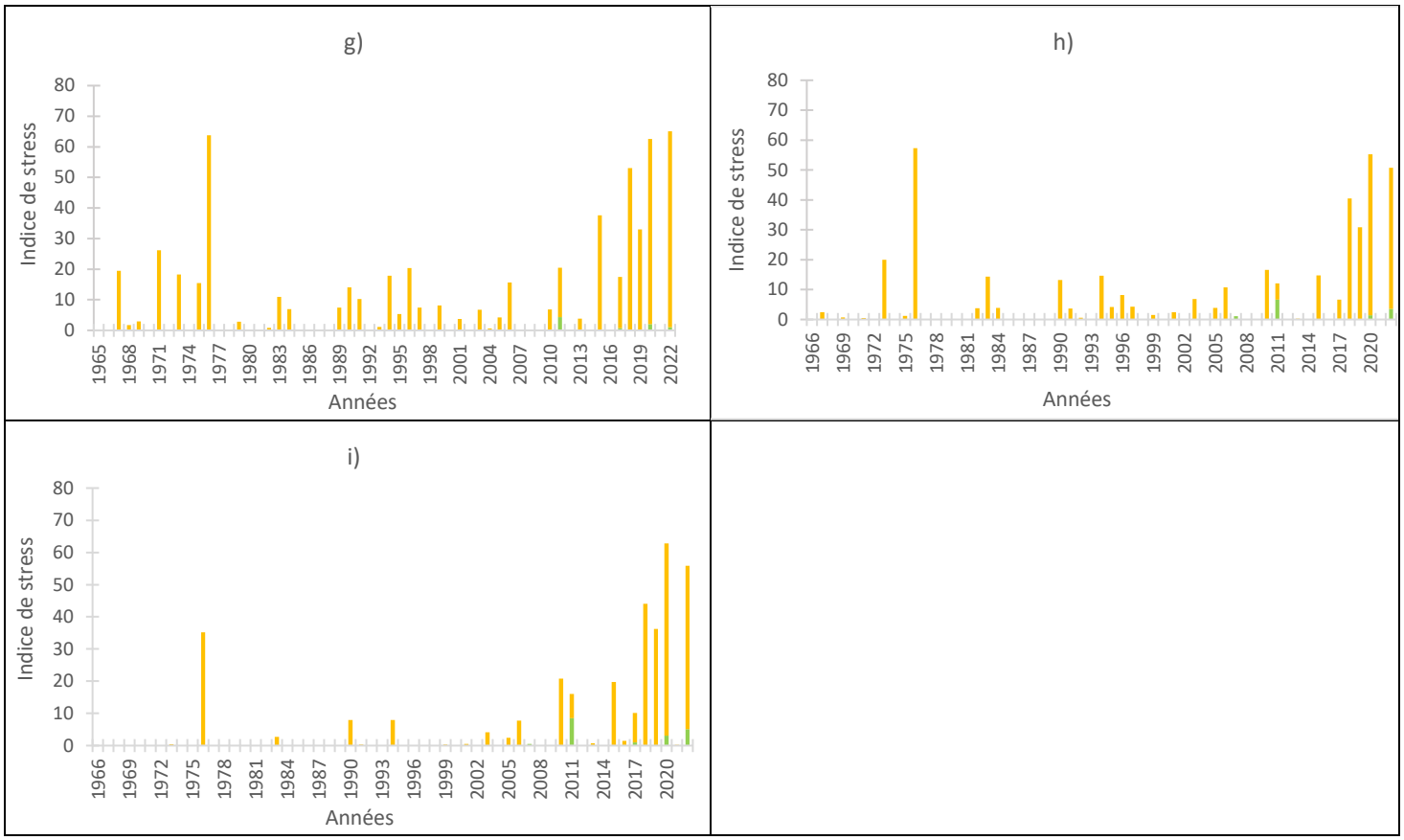
C130/SA	C130	$C130^2$	$C130^3$	ln(C130)	Rac C130
Coefficients de droite a	-956,036	-21,718	291,963	-8788,272	-2818,524
Coefficients de droite b	10,105	0,027	9,5367E-05	1860,142	274,707
P-valeurs a	3,2324E-06	0,81457167	1,5608E-05	1,9915E-12	3,7667E-10
P-valeur b	1,8558E-14	7,8243E-15	4,519E-15	6,0094E-14	3,215E-14
Coefficient de détermination R^2	0,639	0,660	0,656	0,625	0,632
Erreur-type	140,452	136,395	137,102	143,299	141,777

Annexe 7 : Paramètres des régressions linéaires testées entre la circonférence à 130 cm de haut (C130) et la hauteur (h).

C130/h	C130	$C130^2$	ln(C130)	Rac C130
Coefficients de droite a	30,48	34,574	-4,202	22,293
Coefficients de droite b	0,0433	0,000113	8,187	1,193
P-valeurs a	4,9058E-20	7,8273E-38	0,71508122	4,2751E-06
P-valeur b	0,00053763	0,0006498	0,00043766	0,00048604
Coefficient de détermination R^2	0,18804924	0,18305368	0,19344788	0,19069996
Erreur-type	1,6664865	1,6716052	1,66093704	1,66376405

Annexe 8: Evolution temporelle de l'indice de stress hydrique avec une distinction entre le printemps et le reste de l'année. Avec a) RUM+ / d- (MEN) LAI_F et 50 cm de profondeur utile ; b) RUM+ / d- (MEN) LAI_R et 50 cm de profondeur utile : c) RUM+ / d+ (BAI) LAI_F et 50 cm de profondeur utile ;d) RUM+ / d+ (BAI) LAI_R et 50 cm de profondeur utile; e) RUM- / d- (RE2) LAI_cst et 50 cm de profondeur utile ; f) RUM- / d- (RE2) LAI_F et 50 cm de profondeur utile ; g) RUM- / d- (RE2) LAI_R et 80 cm de profondeur utile ; h) RUM- / d+ (VIV) LAI_cst et 50 cm de profondeur utile ; i) RUM- / d+ (VIV) LAI_F et 50 cm de profondeur utile.





Annexe 9 : Indices de stress cumulés et déficits de croissance cumulés (def_crois_c) pour le site RUM+ / d- (MEN) obtenus pour les périodes avec un déficit de croissance, pour les quatre scénarios de profondeurs utiles et les trois méthodes de détermination de LAI.

	50			80			100			
	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	
Période	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**def_crois_c**
1976 - 1981	35,17	28,60	51,34	14,37	6,28	34,89	6,74	1,62	26,87	0,337
1985 - 1986			0,95							0,133
1988 - 1991	1,09	1,68	27,60			2,79			0,12	0,268
1995 - 1996			32,86			5,12			1,41	0,119
1998 - 1998			0,94							0,002
2003 - 2006		3,70	31,16			5,67			1,10	0,280
2010 - 2013		23,56	30,10		1,63	4,54			5,04	0,389
2017 - 2018	20,99	42,83	48,91	3,96	21,09	25,36	0,00	13,12	26,24	0,195

Annexe 10 : Indices de stress cumulés et déficits de croissance cumulés (def_crois_c) pour le site RUM+ / d+ (BAI) obtenus pour les périodes avec un déficit de croissance, pour les quatre scénarios de profondeurs utiles et les trois méthodes de détermination de LAI.

	50			80			100			200			
	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	
Période	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**def_crois_c**
1973 - 1973	13,96	0,75	31,19	1,48		12,44			5,2				0,102
1976 - 1976	54,34	38,81	71,78	39,18	19,71	58,86	30,71	10,75	51,98			9,91	0,072
1979 - 1979			1,48										0,169
1983 - 1986	13,47	1,44	38,04	0,31		11,02			3,77				0,401
1991 - 1996	16,41	5,63	76,35	1,03		18,21			5,21				0,441
1998 - 1998			1,75										0,057
2005 - 2006	8,45	5,91	19,68			5,21			1,19				0,078
2009 - 2013	20,43	29,74	48,48	0,97	5,06	17,87		0,22	6,43				0,813
2018 - 2020	114,63	133,36	166,86	55,85	74,67	109,71	31,14	48,65	82,2			2,14	0,11

Annexe 11 : Indices de stress cumulés et déficits de croissance cumulés (def_crois_c) pour le site RUM- / d- (RE2) obtenus pour les périodes avec un déficit de croissance, pour les quatre scénarios de profondeurs utiles et les trois méthodes de détermination de LAI.

	50			80			100			200			
	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	
Période	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**def_crois_c**
1969 - 1969			12,51			2,92			0,39				0,145
1976 - 1977	30,01	27,59	69,67	18,28	15,29	63,73	9,75	7,26	56,48			34,44	0,349
1979 - 1981			19,56			2,82							0,286
1985 - 1986			5,87										0,11
1990 - 1993	4,73	6,41	73,17			25,5			10,47				0,278
1995 - 1996		1,13	53,17			25,76			12,68				0,296
1998 - 1998			5,71										0,036
2003 - 2006	15,43	26,48	68,33	2,73	6,49	27,29		2,85	13,89				0,128
2009 - 2013	3,18	39,01	74,55		8,84	31,03		2,21	13,31				0,502
2017 - 2019	35,75	99,76	134,05	13,05	64,75	103,46	5,19	40,33	77,4		1,21	17,24	0,224

Annexe 12 : Indices de stress cumulés et déficits de croissance cumulés (def_crois_c) pour le site RUM- / d+ (VIV) obtenus pour les périodes avec un déficit de croissance, pour les quatre scénarios de profondeurs utiles et les trois méthodes de détermination du LAI.

	50			80			100			200			
	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	cst	Forr	SA	
Période	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**Annuel**	**def_crois_c**
1976 - 1976	57,34	35,21	72,24	45,98	19,79	62,55	38,17	10,98	55,60	11,35		33,36	0,2
1979 - 1979	0,14		4,14										0,048
1981 - 1981													0,003
1984 - 1987	3,87		21,38			3,46			0,50				0,342
1991 - 1991	3,68	0,31	11,25			0,58							0,082
1994 - 1996	27,03	7,99	72,70	3,86		35,58	0,63		16,59				0,355
1998 - 1999	1,47	0,36	16,04										0,055
2003 - 2003	6,80	4,10	15,27	0,39		4,96			1,74				0,051
2006 - 2006	10,73	7,78	18,55	2,19	0,52	8,54	0,15		4,70				0,091
2009 - 2013	28,97	37,62	63,36	6,29	13,08	31,73	0,65	4,01	18,63				0,525
2017 - 2020	102,36	117,01	153,92	64,89	78,82	116,47	45,71	57,73	90,06	2,61	8,57	8,57	0,103

8. Bibliographie

A. Cernusak, L., Haverd, V., Bredel, O., Le Thiec, D., Guehl, J.-M., & Cuntz, M. (2019). Robust response of terrestrial plants to rising CO2. *Trends in Plant Science*, *24*, 578-586. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.04.003

Alderweireld, M., Burnay, F., Pitchugin, M., & Lecompte, H. (2015). *Inventaire forestier wallon. Résultats 1994-2012*. Département de la Nature et des Forêts – Direction des Ressources forestières Inventaire Permanent des Ressources Forestières de Wallonie. http://iprfw.spw.wallonie.be/docs/Publication_Inventaire-forestier-wallon.pdf

Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, *259*(4), 660-684. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration—Guidelines for computing crop water requirements—FAO Irrigation and drainage paper 56*.

Angelier, A. (2007). *Douglasaies françaises* (Office National des Forêts).

Asse, D., Chuine, I., Vitasse, Y., Yoccoz, N. G., Delpierre, N., Badeau, V., Delestrade, A., & Randin, C. (2018). Warmer winters reduce the advance of tree spring phenology induced by warmer springs in the Alps. *Agricultural and Forest Meteorology*, *252*, 220-230.

Asshoff, R., & Zotz, G. (2006). *Growth and phenology of mature temperate forest trees in elevated CO2*. *12*.

Aubin, I., Munson, A. D., Cardou, F., Burton, P. J., Isabel, N., Pedlar, J. H., Paquette, A., Taylor, A. R., Delagrange, S., Kebli, H., Messier, C., Shipley, B., Valladares, F., Kattge, J., Boisvert-Marsh, L., & McKenney, D. (2016). *Traits to stay, traits to move : A review of functional traits to assess sensitivity and adaptive capacity of temperate and boreal trees to climate change*. *24*, 164-186. https://doi.org/10.1139/er-2015-0072

Aussenac, G. (1968). Interception des précipitations par le couvert forestier. *Annals of forest science*, *25*(3), 135-156. https://doi.org/10.1051/forest/19680302

Bartelink, H. H. (1996). Allometric relationships on biomass and needle area of Douglas-fir. *Forest Ecology and Management*, *86*(1), 193-203. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03783-8

Bertin, S., Balandier, P., Becquey, J., Bonal, D., Bréda, N., Perrier, C., Riou-Nivert, P., & Sevrin, E. (2016). *Le bilan hydrique des peuplements forestiers. État des connaissances scientifiques et techniques Implications pour la gestion*.

Bievelet, C., Henin, J.-M., Lecompte, H., & Hebert, J. (2007). Le douglas en région wallonne : État des lieux et tendances. *Forêt wallonne*, *90*. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/96473/1/fw90_27-39_2007.pdf

Biljou—Bilan hydrique. (s. d.). Consulté 17 avril 2023, à l'adresse https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/fiche/bilan-hydrique

Biljou—Indicateurs de sécheresse. (s. d.). Consulté 16 avril 2023, à l'adresse https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/fiche/indicateurs-de-secheresse

Biljou—Météorologie. (s. d.). Consulté 22 mai 2023, à l'adresse https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/fiche/meteorologie

Biljou—Modélisation du bilan hydrique. (s. d.). Consulté 17 avril 2023, à l'adresse https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/fiche/modelisation

Bréda, N. (1994). *Analyse du fonctionnement hydrique des chênes sessile (Quercus petraea) et pédonculé (Quercus robur) en conditions naturelles ; effets des facteurs du milieu et de l'éclaircie*.

Bréda, N. (1999). L'indice foliaire des couverts forestiers : Mesure, variabilité et rôle fonctionnel. *AgroParisTech*, *51*(2), 135-150.

Bréda, N., & Badeau, V. (2008a). Forest tree responses to extreme drought and some biotic events : Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Geoscience*, *340*(9), 651-662. https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.08.003

Bréda, N., & Badeau, V. (2008b). Forest tree responses to extreme drought and some biotic events : Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Geoscience*, *340*(9), 651-662. https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.08.003

Bréda, N., & Granier, A. (1995). *Intra- and inter-annual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (Quercus petraea)*.

Bréda, N., Granier, A., & Aussenac, G. (2000). Evolutions possibles des contraintes climatiques et conséquences pour la croissance des arbres. *Revue forestière française*. https://hal.science/hal-03443397v1/file/73_90.pdf

Bréda, N., Huc, R., Granier, A., & Dreyer, E. (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought : A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of forest science*, *63*(6), 625-644. https://doi.org/10.1051/forest:2006042

Bréda, N., Soudani, K., & Bergonzini, J.-C. (2002). *Mesure de l'indice foliaire en forêt*.

Brodersen, C., & McElrone, A. (2013). Maintenance of xylem Network Transport Capacity : A Review of Embolism Repair in Vascular Plants. *Frontiers in Plant Science*, *4*. https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00108

Changements observés. (s. d.). Klimaat | Climat. Consulté 20 mai 2023, à l'adresse https://climat.be/en-belgique/climat-et-emissions/changements-observes

Chapter 2—FAO Penman-Monteith equation. (s. d.). Consulté 22 mai 2023, à l'adresse https://www.fao.org/3/X0490E/x0490e06.htm#TopOfPage

Chauvin, T. (2019). *Adaptation au changement climatique et potentiel évolutif du Douglas (Pseudotsuga menziesii Franco.) : Rôle des traits hydrauliques, microdensitométriques et anatomiques du xylème* [Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France]. https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-02446419/document

Chmura, J. D., Anderson, D. P., Howe, T. G., Harrington, A. C., Halofsky, E. J., Peterson, L. D., Shaw, C. D., & St. Clair, J. B. (2011). Forest responses to climate change in the northwestern United States : Ecophysiological foundations for adaptive management. *Forest Ecology and Management*, *261*, 1121-1142.

Cochard, H. (1991). *Vulnérabilité à la cavitation de quelques espèces forestières feuillues et résineuses : Aspects méthodologiques, importance écophysiologique.* [Université Paris Sud]. http://herve.cochard.free.fr/pdf/Cochard-1991.pdf

Courbet, F., Doussan, C., Limousin, J.-M., Martin-StPaul, N., & Simioni, G. (2022). *Forêts et changement climatique. Comprendre et modéliser le fonctionnement hydrique des arbres* (Quae).

Desprez Loustau, M. L., Marçais, B., Nageleisen, L. M., Piou, D., & Vannini, A. (2006). *Interactive effects of drought and pathogens in forest trees*. https://hal.inrae.fr/hal-02666842/document

Doat, A. (2022). *Action 1.4b : Evaluation des stress hydriques en sols forestiers wallons : Diminuer les incertitudes et favoriser l'extrapolation. Rapport Succinct*.

Domec, J.-C., & Gartner, B. L. (2002). How do water transport and water storage differ in coniferous earlywood and latewood? *Journal of Experimental Botany*, *53*(379), 2369-2379. https://doi.org/10.1093/jxb/erf100

DSF. (2015a). *Forêts—Excès d'eau*. http://ephytia.inra.fr/fr/C/18539/Forets-Exces-d-eau

DSF. (2015b). *Forêts—Feu, incendies*. http://ephytia.inra.fr/fr/C/18540/Forets-Feu-incendies

DSF. (2015c). *Forêts—Sécheresse*. http://ephytia.inra.fr/fr/C/18549/Forets-Secheresse

DSF. (2015d). *Forêts—Vent, tempêtes*. http://ephytia.inra.fr/fr/C/18551/Forets-Vent-tempetes

Duchesneau, R., Yamasaki, S., & Doyon, F. (2006). *L'influence des changements climatiques sur la productivité forestière*. IQAFF. https://isfort.uqo.ca/wp-content/uploads/2019/01/FT-08-06.pdf

Dufrêne, E., & Bréda, N. (1995). *Estimation of deciduous forest leaf area index using direct and indirect methods*. 156-162.

Eilmann, B., & Rigling, A. (2012). Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiology*, *32*, 178-187. https://doi.org/10.1093/treephys/tps004

Ferron, J.-L. (2014). Le douglas, nouvelle ressource nationale. *Revue forestière française*, *3*, 289-300.

Ford, K., Harrington, C., Bansal, S., Gould, P., & St. Clair, J. B. (2016). Will changes in phenology track climate change ? A study of growth initiation timing in coast Douglas-fir. *Global Change Biology*, *22*(11), 3712-3723. https://doi.org/10.1111/gcb.13328

Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., & Sileshi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, *396*, 160-175. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.011

France Douglas -. (s. d.). Consulté 17 avril 2023, à l'adresse https://www.france-douglas.com/le-douglas/origines.html

Gauli, A., Neupane, P. R., Mundhenk, P., & Kohl, M. (2022). Effect of Climate Change on the Growth of Tree Species : Dendroclimatological Analysis. *Forests*, *13*(496), 16. https://doi.org/10.3390/f13040496

Gibert, J.-M. (2020). *Phenotypic plasticity : A brief introduction*. *214*, 25-31.

Granier, A. (1981). Etude des relations entre la section du bois d'aubier et la masse foliaire chez le Douglas (Pseudotsuga menziesii Mirb. Franco). *Annals of forest science*, *38*(4), 503-512.

Granier, A., Bréda, N., & Badeau, V. (1995). Modelisation du bilan hydrique des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 59-98. https://doi.org/0.4267/2042/26719

Granier, A., Bréda, N., Biron, P., & Vilette, S. (1999). *A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands*.

Guisset, C. (2022). *Action n°1.5 : Contribution à la révision du fichier écologique des essences en vue de la gestion adaptative. Etude de la vulnérabilité du douglas dans un contexte environnemental changeant au travers d'une analyse dendrochronologique*.

Haworth, M., Elliott-Kingston, C., & McElwain, J. C. (2011). Stomatal control as a driver of plant evolution. *Journal of Experimental Botany*, *62*(8), 2419-2423. https://doi.org/10.1093/jxb/err086

IPCC. (2023). *Synthesis report of the IPCC sixth assessment report (AR6).* https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf

IRM. (2020). *Rapport climatique 2020 : De l'information aux services climatiques*. https://www.meteo.be/resources/misc/climate_report/RapportClimatiqueBref-2020.pdf

IRM - Année 2003. (s. d.). KMI. Consulté 10 juin 2023, à l'adresse https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2002-2005/2003/2003

IRM - Printemps 2011. (s. d.). KMI. Consulté 10 juin 2023, à l'adresse https://www.meteo.be/fr/climat/climat-de-la-belgique/bilans-climatologiques/2011-2015/2011/printemps-2011

Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, *108*(3), 389-411. https://doi.org/10.1007/BF00333714

Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters*, *10*(9), 835-848. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x

Jamagne, M., Betremieux, R., Begon, J. C., & Mori, A. (1977). Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bulletin Technique d'Information*, 627-641. https://doi.org/⟨hal-01123379⟩

Jetschke, G., Maaten, E. van der, & Maaten-Theunissen, M. van der. (2019). Towards the extremes : A critical analysis of pointer year detection methods. *Dendrochronologia*, *53*, 55-62. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2018.11.004

Jonard, M. (2019). La forêt face aux changements climatiques. *Forêt Nature*, *Vol. Hors Série, n°1*, 30-31.

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*, 905-935. https://doi.org/10.5194/gmd-13-905-2020

Joussemet, F., & Titeux, H. (2020). *Identification des zones à risques nutritonnels—Plan quinquennal de Recherche et Vulgarisation forestière 2019-2024 (Action 1.4.a) [Rapport succinct*.

Lavender, D. P., & Hermann, R. K. (2014). *Douglas-fir : The Genus Pseudotsuga*.

Lebourgeois, F., & Merian, P. (2012). *Principes et méthodes de la dendrochronologie*.

Legay, M., Cordonnier, T., & Dhote, J.-F. (2008). *Des forêts mélangées pour composer avec les changements climatiques*. 181-190. https://doi.org/10.4267/2042/18142

Levanic, T., & Straus. (2022). Effects of Climate on Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) Growth Southeast of the European Alps. *Plants*, *11*(1157). https://doi.org/. https://doi.org/10.3390/plants11121571

Lévesque, M., Saurer, M., Siegwolf, R., Eilmann, B., Branc, P., Bugmann, H., & Rigling, A. (2013). Drought response of five conifer species under contrasting water availability suggests high vulnerability of Norway spruce and European larch. *Global Change Biology*. https://doi.org/10.1111/gcb.12268

Li, Y., Huang, S., Wang, H., Huang, Q., Li, P., Zheng, X., Wang, Z., Jiang, S., Li, J., & Peng, J. (2023). Warming and greening exacerbate the propagation risk from meteorological

to soil moisture drought. *Journal of Hydrology*, *622*. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129716

LI-COR. (2017). *LAI-2200C Plant Canopy Analyzer : Instruction Manual*.

Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J., & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, *259*(4), 698-709. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023

Lozanova, L., Zhiyanski, M. Vanguelova, E, Doncheva, S., Marinov, M.P. & Lazarova, S. (2019). Dynamics and Vertical distribution of Roots in European Beech Forests and Douglas Fir Plantations in Bulgaria. *Forests*. https://doi.org/10.3390/f10121123

Manion, P. (1981). *Tree disease concepts*.

Manise, T. (2012). *Action 2.1.2b:Estimation du bilan hydrique et du risque de stress hydrique pour des peuplements d'avenir en Région wallonne. Rapport final* [Accord Cadre de Recherche et de Vulgarisation forestières 2009-2014].

Manise, T., & Vincke, C. (2014). Impacts du climat et des déficits hydriques stationnels sur la croissance radiale du hêtre, du chêne, de l'épicéa et du douglas en Wallonie. *Forêt wallonne*, *129*. blob:https://outlook.office.com/43ad123c-4170-4d1e-a689-cd0455af31d7

Martinez-Meier, A., Sanchez, L., Pastorino, M., Gallo, L., & Rozenberg, P. (2008). What is hot in tree rings ? The wood density of surviving Douglas-firs to the 2003 drought and heat wave. *Forest Ecology and Management*, *256*(4), 837-843. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.041

Mauer, O. & Palatova, E. (2012). Root system development in Douglas fir (Pseudotsuga menziesii [Mirb.] Franco) on fertile sites. *Journal of Forest science*, *58*(9), 400-409.

Mievis, P. (s. d.). *Les vagues de chaleur en Belgique depuis 1901*. Météo en Belgique. Consulté 3 juin 2023, à l'adresse https://www.meteobelgique.be/article/articles-et-dossier/le-climat/2084-les-vagues-de-chaleur-en-belgique-depuis-1901

Nageleisen, L. M. (2018). *Effets du changement climatique sur les insectes forestiers*. file:///C:/Users/cassa/Downloads/5170-Texte%20de%20l'article-49583-1-10-20211209.pdf

OEWB. (2021). *PanoraBois Wallonie*. https://www.oewb.be/sites/default/files/media-documents/OEWB-PanoraBois_2021_0.pdf

Orazio, C., Stojnic, S., & Stojanovic, D. (2014). *Influence du changement climatique sur les forêts européennes et sur le secteur forestier*. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19533.49129

OWSF. (s. d.). *Contarinia pseudotsugae : Un nouvel insecte détecté sur Dougla*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/?IDR=8317

OWSF. (2014). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2012-2013*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/la-lettre-owsf-2012-2013.pdf?ID=31118&saveFile=true

OWSF. (2015). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2014*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/la-lettre-n-2-owsf-2014.pdf?ID=32783&saveFile=true

OWSF. (2016). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2015*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/la-lettre-2015.pdf?ID=34517&saveFile=true

OWSF. (2017). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2016*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/la-lettre-2016.pdf?ID=36608&saveFile=true

OWSF. (2019). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2018*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/la-lettre-de-l-owsf_2018.pdf?ID=39997&saveFile=true

OWSF. (2022). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2021*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/owsf-lalettre2021.pdf?ID=44762&saveFile=true

OWSF. (2023). *La lettre d'info de l'OWSF. Données 2022*. http://owsf.environnement.wallonie.be/servlet/Repository/lalettreowsf2022.pdf?ID=46944&saveFile=true

Périn, J., Hébert, J., & Lejeune, P. (2016). *Nouvelles normes sylvicoles pour les peuplements purs équiennes d'épicéa et de douglas*. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/198122/1/Normes%20EP%20DO%201.2.pdf

Petit, S., Cordier, S., Claessens, H., Ponette, Q., Vincke, C., Marchal, D., & Weissen, F. (2017). Fichier écologique des essences. *Forêt Nature*. https://www.fichierecologique.be/#!/

Pollet, C., Henin, J.-M., Hébert, J., & Jourez, B. (2018). *Impact de la vitesse de croissance sur les propriétés technologiques du bois de douglas*.

Printemps 2011 : Une sécheresse, mais surtout un ensoleillement record ! (s. d.). Météo en Belgique. Consulté 29 mai 2023, à l'adresse https://www.meteobelgique.be/communaute/1653-printemps-2011-une-secheresse-mais-surtout-un-ensoleillement-record

Pseudotsuga menziesii var. Menziesii Franco—Douglas vert | ClimEssences. (s. d.). Consulté 17 avril 2023, à l'adresse https://climessences.fr/pseudotsuga-menziesii-var-menziesii-franco-douglas-vert#section-11

Rameau, J.-C., Mansion, Dumé, G., & Gauberville, C. (2018). *Flore forestière française : Plaines et collines (Tome 1)*.

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

Rivas-Martinez, S., Penas, & Diaz. (2004). *Biogeographic Map of Europe* (Vol. 3).

Robin, C., & Desprez-Loustau, M.-L. (2018). *Emergences de maladies chez les arbres forestiers : Définitions, concepts et recommandations*. *70*(6), 569-577. https://doi.org/10.4267/2042/70305

Royer-Tardif, S., Boisvert-Marsh, L., Godbout, J., Isabel, N., & Aubin, I. (2021). Finding common ground : Toward comparable indicators of adaptive capacity of tree species to a changing climate. *Ecology and Evolution*, *11*(19), 13081-13100. https://doi.org/10.1002/ece3.8024

Sergent, A.-S., Rozenberg, P., & Bréda, N. (2012). Douglas-fir is vulnerable to exceptional and recurrent drought episodes and recovers less well on less fertile sites. *Annals of forest science*, 697-708.

Soubie, R. (2014). *Evaluation de l'évapotranspiration réelle, de ses composantes et de sa régulation dans un peuplement composé de hêtre et de douglas : Analyse comparative de l'effet espèce et des méthodes d'évaluation.* [Université catholique de Louvain, Earth and Life Institute].

https://dial.uclouvain.be/downloader/downloader.php?pid=boreal%3A146521&datastream=PDF_01&disclaimer=ec38c451a3dd37b5af3b80ac05504bfd51f0e2796621366de4861e892d76714d

Spiecker, H., Lindner, M., & Schuler, J. (2019). *Douglas-fir – an option for Europe.* (N° 9). https://efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2019/efi_wsctu9_2019.pdf

Thomas, F. M., Rzepecki, A., & Werner, W. (2022). Non-native Douglas fir (Pseudotsuga menziesii) in Central Europe : Ecology, performance and nature conservation. *Forest Ecology and Management*, *506*, 119956. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119956

Turner, D. P., Acker, S. A., Means, J. E., & Garman, S. L. (2000). Assessing alternative allometric algorithms for estimating leaf area of Douglas-fir trees and stands. *Forest Ecology and Management*, *126*(1), 61-76. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00083-3

Van der Perre, R., Bythell, S., Bogaert, P., Claessens, H., Ridremont, F., Tricot, C., Vincke, C., & Ponette, Q. (2015). La carte bioclimatique de Wallonie : Un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières. *Forêt Nature*, *135*(47).

Vejpustková, M., & Cihák, T. (2019). Climate Response of Douglas Fir Reveals Recently Increased Sensitivity to Drought Stress in Central Europe. *Forests*, *10*(97).

Vilmos, R. (s. d.). *L'été 1976 : Un été légendaire*. Météo en Belgique. Consulté 29 mai 2023, à l'adresse https://www.meteobelgique.be/article/articles-et-dossier/le-climat/81-climats-dhier-et-daujourdhui/1604-lete-1976-un-ete-legendaire

Vitali, V., Buntgen, U., & Bauhus, J. (2017). Silver fir and Douglas fir are more tolerant to extreme droughts than Norway spruce in south-western Germany. *Global Change Biology*, *23*, 1-12. https://doi.org/10.1111/gcb.13774

Weiskittel, R. A., & Maguire, A. D. (2007). Response of Douglas-fir leaf area index and litterfall dynamics to Swiss needle cast in north coastal Oregon, USA. *Annals of forest science*, *64*, 121-132. https://doi.org/10.1051/forest:2006096

Weiskittel, R. A., Maguire, A. D., Monserud, A. R., & Johnson, P. G. (2010). A hybrid model for intensively managed Douglas-fir plantations in the Pacific Northwest, USA. *European Journal of Forest Research*, *129*, 325-338. https://doi.org/10.1007/s10342-009-0339-6

Caractérisation du risque de stress hydrique édaphique dans les peuplements de douglas en Région wallonne : Approche de terrain et modélisation

Cassandra Renard

Les changements climatiques induisent une augmentation en fréquence et en intensité des évènements extrêmes, particulièrement les sécheresses. Certaines essences forestières, dont le douglas, sont dites résistantes aux sécheresses. Pourtant, les dépérissements observés dans des peuplements de douglas européens lors de la sécheresse de 2003 remettent en question son avenir en tant qu'essence résineuse de production en Wallonie, supposée remplacer l'épicéa très sensible aux déficits hydriques. Lors de cette sécheresse, une diminution significative de la croissance radiale a été observée. Depuis lors, la vulnérabilité du douglas aux sécheresses et sa capacité d'adaptation ont fait l'objet de nombreuses études, dont certaines sont en cours.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la fréquence et l'intensité des sécheresses édaphiques dans des peuplements de douglas en Région wallonne sur une période allant de la plantation jusqu'en 2022, et d'analyser l'impact de ces stress sur la réponse en croissance radiale des arbres. Ces peuplements sont contrastés en densité et en réserve en eau maximal, deux paramètres qui ont une influence importante sur le bilan hydrique forestier, modélisé par BILJOU©. Pour ce faire, les profils d'enracinement, l'indice foliaire et la profondeur utile ont été paramétrisés selon différents scénarios.

Les résultats démontrent, tout d'abord, l'influence de l'indice foliaire et de la profondeur utile sur le bilan hydrique forestier, notamment sur la dynamique de recharge/décharge de la réserve en eau utile. Un lien entre la valeur de la réserve en eau maximale et la sensibilité à la sécheresse édaphique a été observé. L'analyse des trois indicateurs de stress hydriques édaphiques générés par BILJOU© permet de confirmer l'augmentation en fréquence et en intensité des sécheresses édaphiques, particulièrement pour un indice foliaire élevé, une profondeur utile et une réserve en eau maximale faibles. De plus, les sécheresses de ces cinq dernières années induisent des indices de stress de plus en plus importants. Depuis dix ans, les sécheresses édaphiques apparaissent plus tôt, ainsi que les stress hydriques printaniers qui augmentent en fréquence et en intensité. Une tendance à la diminution de la croissance radiale en fonction de l'indice de stress hydrique a été observé, bien que cette diminution ne soit pas significative. Les sécheresses édaphiques successives avec des indices de stress modérés semblent, elles-aussi, avoir un impact sur la croissance radiale du douglas.

Par conséquent, la croissance radiale des peuplements de douglas étudiés ne semble pas fortement impactée par les sécheresses édaphiques modélisées. Cette étude a également mis en évidence l'importance de la caractérisation des paramètres nécessaires à la modélisation du bilan hydrique forestier, comme l'indice foliaire et la profondeur utile.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs
Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro