



HAL
open science

Utilisation de la cartographie prédictive pour mieux comprendre l'écologie des espèces et adapter les forêts au changement climatique

Christian Piedallu

► To cite this version:

Christian Piedallu. Utilisation de la cartographie prédictive pour mieux comprendre l'écologie des espèces et adapter les forêts au changement climatique. Sciences de l'environnement. Université de Lorraine, 2023. tel-04414511

HAL Id: tel-04414511

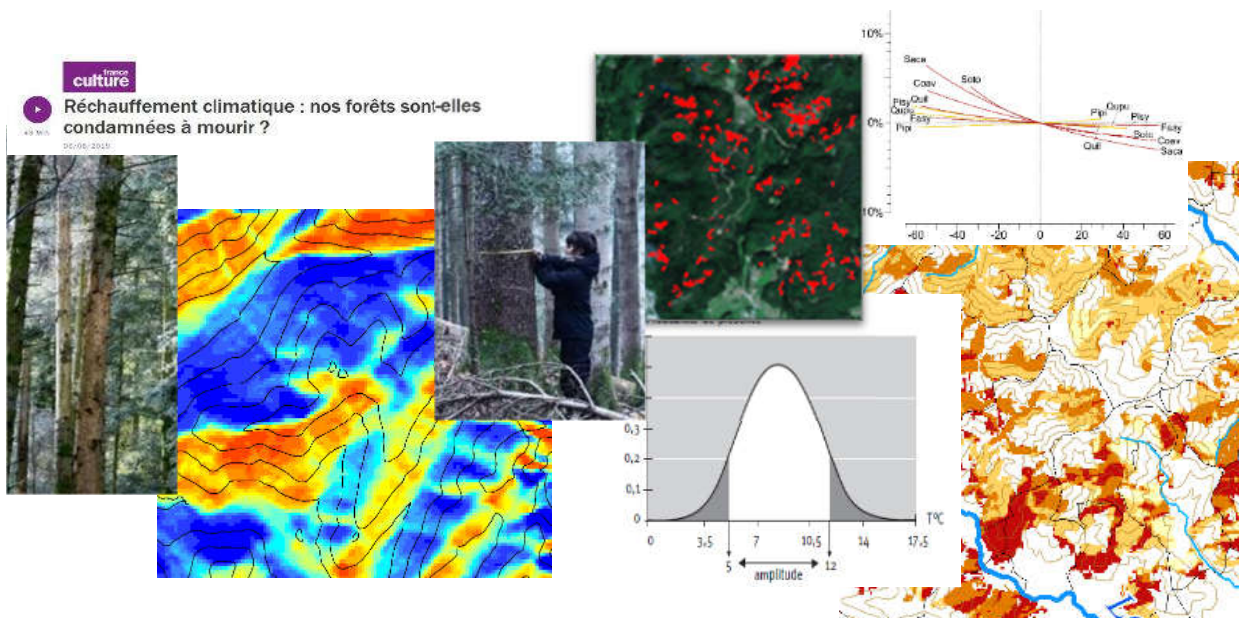
<https://hal.science/tel-04414511>

Submitted on 24 Jan 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Utilisation de la cartographie prédictive pour mieux comprendre l'écologie des espèces et adapter les forêts au changement climatique



Christian PIEDALLU

Ingénieur de Recherche à AgroParisTech, centre de Nancy,
UMR 1434 SILVA

Soutenu le 7 décembre 2023 devant le jury composé de :

De Noblet Nathalie	Directrice de recherche à l'IPSL (LSCE)	Rapporteur
Bergès Laurent	Chercheur à l'INRAE (LESSEM)	Rapporteur
Tatoni Thierry	Professeur à l'Université (IMBE)	Rapporteur
Fournier Meriem	Présidente du centre INRAE de Nancy	Examinatrice
Luque Sandra	Directrice de recherche à l'INRAE (TETIS)	Examinatrice
Bailly Jean Stéphane	Enseignant Chercheur à AgroParisTech (LISAH)	Examinateur
Dupouey Jean-Luc	Directeur de recherche à l'INRAE (SILVA)	Examinateur

RESUME

Face au réchauffement climatique en cours, qui entraîne un déclin des forêts dans différents biomes de la planète, un besoin important de connaissances et d'outils se fait sentir pour adapter les peuplements aux nouvelles conditions environnementales et à leurs évolutions à venir. La cartographie prédictive peut permettre la production d'une grande quantité d'informations, à fine résolution spatiale, pour différentes périodes de temps, et sur de vastes emprises géographiques. Nous détaillerons l'intérêt des cartes prédictives des facteurs du milieu décrivant les propriétés du sol et du climat, principalement réalisées à l'échelle nationale ou régionale, qui peuvent être combinées avec des observations de terrain et/ou des données issues d'images satellitales pour progresser dans la connaissance de l'écologie des espèces d'arbres. Nous montrerons également comment ces données peuvent être utilisées pour évaluer et cartographier la vulnérabilité des essences au regard des changements en cours, permettant d'identifier le niveau de risque en fonction du peuplement en place et du contexte environnemental. La dynamique spatiale et temporelle de la quantité d'eau disponible pour les plantes est un facteur essentiel pour évaluer ces risques, dont les effets sont fortement modulés en fonction de la composition et de la structure des peuplements en place. L'identification des marges de manœuvre avant que les limites écologiques des espèces ne soient atteintes est aujourd'hui un enjeu crucial pour aider les acteurs de la gestion forestière à adapter les différents types de peuplement de nos forêts au changement de climat.

ABSTRACT

To cope with ongoing global warming, which is leading to a decline in forests in different biomes on the planet, there is a significant need for knowledge and tools to adapt stands to new environmental conditions and their future evolutions. Predictive mapping can enable the production of a large amount of information at fine spatial resolution, for different periods of time, over broad geographic areas. We'll detail the interest of predictive maps of environmental factors concerning soil and climate properties, mainly elaborated at national or regional scale, which can be combined with field observations and/or data from satellite images to improve our knowledge about the ecology of tree species. We'll also show how they can be used to assess and map the vulnerability of the tree species to ongoing changes, identifying the level of risk based on information about the stands characteristics and the environmental context. The spatial and temporal dynamics of the water available to plants is a crucial factor for assessing these risks, with variations according to the stands composition and structure. Identifying available margins before the ecological limits of species are reached is today a crucial issue to help forest management stakeholders to adapt the different stands of our forests to climate change.

Remerciements

J'aurais aimé pouvoir nommer toutes les personnes qui ont contribué à ces travaux. Mais il y en a tellement que je n'ai pas eu d'autre choix que de synthétiser ... Ne m'en veuillez pas, cela démontre seulement qu'il s'agit d'un travail collectif. Rentrons alors dans le jeu de la typologie ...

Dans le groupe des anciens d'abord, merci à ceux qui m'ont donné l'envie de faire de la recherche : François Valla, Frédéric Berger, Philippe Delcros, Jean Jacques Brun, Georges Rovera, Cela commence à faire bien longtemps ...

Dans le groupe des collègues du quotidien, merci à Jean-Claude Gégout de m'avoir embauché, et à Jean-Luc Dupouey de m'avoir parrainé ... Merci aux collègues passés et actuels des discussions autour d'un café, des barbecues dans le Parc de l'école ou à l'étang de Brin ... Une pensée particulière pour ceux qui se sont succédés à la cellule géomatique, Vincent Perez, Hélène Pedersoli, Donatien Dallery, Célia Bresson, pour tout le travail réalisé ... Une pensée également pour toutes les personnes qui s'occupent de la logistique de nos projets, Laurence, Corinne, Claire, Anne Sophie, merci, c'est une grosse machine à faire fonctionner ... Merci également pour votre aide précieuse dans la préparation de cette HDR, lorsque l'horloge tournait plus vite que mes neurones ...

Puis il y a les collègues de travail, ceux avec qui on passe du temps à discuter des projets, des données, des résultats, ceux qu'on rencontre à des comités de pilotage, à des conférences, ceux avec qui on s'enrichit d'autres points de vue ... Ça fait du bien ! Merci pour tout ce temps partagé !

Après il y a tous ceux qui viennent travailler avec nous pour le temps d'un stage, d'un postdoc, d'une thèse. Cela représente une quantité de travail énorme, sans laquelle la recherche serait bien à la peine pour fonctionner. Combien de jeunes motivés se sont succédés, essayant jusqu'au dernier jour de faire grimper les performances de leur modèle, d'interpréter un résultat complexe, de peaufiner leur conclusion ? Ce document n'aurait jamais vu le jour sans vous, et l'écriture de cette HDR m'a rappelé plein de bons moments passés ensemble ... Je serai toujours heureux d'avoir de vos nouvelles ! (Mention particulière à Adrien et Hélène, on aura passé du temps ensemble !).

Et puis il y a nos étudiants. Ceux avec qui on va chercher des données sur le terrain, de préférence sous la pluie en plein mois de décembre, avec qui on passe des soirées à discuter parfois très-très tard, ceux qui arrivent toujours à finir les projets à temps même si on craint toujours avoir mis la barre trop haute. C'est un réel plaisir de travailler avec vous, vivement de nouvelles aventures ! Vous aussi avez contribué à tester des hypothèses, enrichir des jeux de données ... On se reverra, la gestion des milieux naturels est un petit monde ...

Un grand merci à vous tous qui vous reconnaissez dans ces lignes, vous êtes les co-auteurs de cette HDR !

Pour finir, il y a les membres du jury. Vous verrez, j'ai mis beaucoup d'illustrations afin d'essayer de rendre le document un peu plus digeste. J'espère que la lecture ne sera pas trop pénible, un grand merci en tout cas d'avoir accepté et bon courage, on se retrouve pour l'oral !

GLOSSAIRE

AFORCE : réseau mixte technologique pour l'adaptation des forêts au changement climatique

AUC : Area Under Curve, indicateur de qualité de modèles utilisant des données binaires, variant entre 0 et 1

BGCI : Botanic Gardens Conservation International

BHC : Bilan Hydrique Climatique

BHE : Bilan Hydrique Edaphique

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

C/N : rapport carbone sur azote des sols

CNPF : Centre National de la Propriété Forestière

CRU : Climate Research Unit de l'« University of East Anglia »

DE : Déficit d'évaporation en Eau (eau qui manque dans le sol pour satisfaire l'ETR (calculée par le BHE)

DIGI-CLIM : partie de la base DIGITALIS concernant les données climatiques

DIGITALIS : base de données stockant les cartes prédictives élaborées par l'équipe d'AgroParisTech

DSF : Département Santé des Forêts du Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire

DSM : Digital soil mapping, cartographie digitale des sols

EEA : European Environment Agency

EP : engorgement permanent

ET : engorgement temporaire

ETP : Evapotranspiration potentielle

ETR : Evapotranspiration réelle calculée par le BHE

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

GCM : General Circulation Models, modèles numériques simulant l'impact de l'augmentation des GES sur le climat

GES : Gaz à Effets de Serre

GWR : Geographically Weighted Regression

ICP Forests : International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

IGN : Institut Géographique National

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change, GIEC en Français (groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat)

LAI : Leaf Area Index, indice de surface foliaire en Français

MAE : Mean Absolute Error, ou erreur absolue moyenne

NDVI : Normalized Difference Vegetation Index, indice de végétation utilisé pour évaluer la vigueur de la végétation

PAW : Plant Available Water, équivalent à une RU intégrant les flux latéraux

PNACC : Plan National d'Adaptation au Changement Climatique

RCP : Representative Concentration Pathways, profils représentatifs d'évolution des GES

RMSE : Root Mean Square Error, ou erreur quadratique moyenne

RR : Précipitations

RU : Réserve Utile (eau réellement contenue dans le sol) calculée par le BHE

RUM : Réserve Utile Maximum en eau des sols (SWHC en anglais)

S/T : taux de saturation en bases du sol

SDM : Species Distribution Models (modèles de distribution des espèces)

SIG : Systèmes d'informations géographiques

SSP : Shared Socioeconomic Pathways, scénarios de développement socio-économique appliqués aux différentes RCP

SWHC : Soil Water Holding Capacity = Réserve Utile Maximum en eau des sols

TM : Températures moyennes

TN : Températures minimales

TX : Températures maximales

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VPD : Vapour-pressure Deficit, déficit de pression de vapeur d'eau dans l'atmosphère

Table des matières

<i>Introduction</i>	8
1) Présentation et bilan des activités réalisées	10
11) Etat civil	10
12) Titres universitaires	10
13) Fonctions actuelles et positionnement dans l'équipe	10
14) Activités pédagogiques	12
15) Activités d'encadrement.....	14
16) Activités scientifiques	15
17) Publications	16
2) Contexte scientifique.....	19
21) La forêt, un écosystème majeur pour la planète.....	19
22) Une ressource qui évolue de façon inégale dans le monde.....	21
221) Des surfaces forestières qui régressent, mais pas en Europe	21
222) Le bénéfice de la fertilisation de nos écosystèmes	22
23) Des incertitudes liées à un climat qui change	24
231) Une modification à long terme des régimes de températures et de pluies ...	24
232) Un impact des évènements extrêmes déjà visible	26
24) Des conséquences déjà observées sur la ressource forestière	26
241) Voit on arriver la fin des gains de productivité ?	26
242) Des aires de distribution des espèces qui se décalent pour suivre leur niche écologique	28
243) Le changement climatique entraine une augmentation inquiétante des dépérissements forestiers.....	31
25) La dégradation du couvert forestier impacte les stratégies d'atténuation et d'adaptation face au changement climatique	38
251) Surestime t'on la capacité de stockage en carbone des forêts ?	38
252) Rétroactions du couvert forestier sur le climat	39
26) Comment adapter la forêt au changement climatique ?	43
261) Peut-on miser sur la capacité adaptative des espèces ?	43
262) Quel rôle l'homme peut-il jouer pour l'adaptation des forêts ?	45
27) Bilan et identification de pistes de recherche.....	50
3) Présentation de la démarche scientifique	53
31) Cartographie à large échelle des indices écologiques responsables de la distribution et de la croissance des espèces forestières	53
311) Cartographie des propriétés des sols forestiers à l'échelle nationale	53

312) Cartographie des propriétés des sols forestiers à l'échelle locale	60
313) Cartographie des variables climatiques élémentaires	67
314) Evaluation de l'eau disponible pour les plantes	77
315) Synthèse sous forme de carte des stations forestières	91
32) Utilisation des cartes prédictives des facteurs du milieu pour une meilleur compréhension de l'écologie des espèces	95
321) Comparaison de la performance des indices écologiques.....	96
322) Caractérisation des conditions favorables à la distribution des principales essences	99
323) Identification des facteurs influençant l'activité photosynthétique des peuplements forestiers.....	104
33) Vulnérabilité des espèces face au changement climatique	107
331) Utilisation des modèles de distribution pour prédire la vulnérabilité des espèces.....	107
332) Modélisation de l'état de santé des espèces et cartographie de leur vulnérabilité.....	114
4) Activités de valorisation et de transfert.....	127
5) Conclusions et perspectives de recherche	129
51) Améliorer la cartographie de l'eau disponible dans le sol	130
52) Mieux caractériser les facteurs de risque sanitaire.....	132
53) Croiser les approches pour élaborer des outils permettant de mieux adapter les forêts aux effets du changement changements climatiques.....	135
<i>Conclusion finale</i>	140
<i>ANNEXE 1 : Mémoires d'étudiants encadrés</i>	143
<i>ANNEXE 2 : Tutorats de stage</i>	146
<i>ANNEXE 3 : Projets de recherche</i>	149
<i>ANNEXE 4 : Publications dans des revues référencées ISI</i>	151
<i>ANNEXE 5 : Autres publications</i>	154
<i>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</i>	156

Introduction

Le parcours qui m'amène à présenter cette habilitation est atypique, pour un certain nombre de raisons. Tout d'abord je n'ai pas suivi le cursus désormais très classique de la thèse et du postdoc. N'ayant pas saisi l'occasion d'une bourse de thèse à l'issue de mon DEA, il n'était pas évident que j'exerce un jour des fonctions dans le domaine de la recherche. Mais le destin en a décidé autrement. Ainsi, après différents séjours en bureau d'étude ou au CEMAGREF de Grenoble, j'ai intégré l'équipe écologie forestière de l'Engref de Nancy en novembre 1998 en tant que contractuel sur un poste d'« assistant ingénieur en écologie forestière, spécialiste du système d'information géographique (SIG) ». Suite à ma réussite au concours en 2003, je suis devenu ingénieur d'étude du ministère de l'agriculture, avec pour responsabilité d'animer et de faire évoluer la petite cellule SIG de l'Engref Nancy. Depuis cette date, mes fonctions ont régulièrement évolué vers un renforcement des activités d'enseignement et de recherche. Cette évolution s'est concrétisée par une prise en charge des enseignements en géomatique, dont j'assume depuis 2007 la responsabilité pour le site de l'Engref-Nancy, devenu AgroParisTech, et la réalisation d'une thèse en parallèle de mes autres activités. Celle-ci, également débutée courant 2007, a été soutenue en janvier 2012. Cette thèse a été l'occasion pour moi de déterminer un cadre scientifique à mes travaux. Ce renforcement de mes activités de recherche s'est traduit par le passage du concours d'ingénieur de recherche en 2009.

Mon profil professionnel au sein de l'unité est également atypique. En effet, si je suis implanté dans un laboratoire centré sur l'écologie et la forêt, je ne suis ni forestier ni écologue, mais formé aux sciences de l'environnement, à la géographie, ayant acquis sur le tard des compétences liées à la géomatique, à l'écologie et à la forêt, qui sont pourtant les mots clef qui déterminent mon environnement professionnel d'aujourd'hui. Ce positionnement original me permet d'être à l'interface entre plusieurs disciplines, ce qui est parfois inconfortable mais au final très enrichissant. Ceci dit, il est d'usage de faire rentrer ses thématiques de travail dans des cases, et mes recherches s'inscrivent principalement dans le cadre de l'écologie spatiale et de la biogéographie, et plus spécifiquement de la phytogéographie, mes objets d'études étant les plantes et plus particulièrement les arbres. L'écologie spatiale, qui concerne l'étude des relations existant entre les plantes et leur environnement, s'appuie sur la composante spatiale de ces liens. Au fil du temps, les problématiques de recherche liées au changement climatique ont pris une forte importance croissante, ajoutant une composante temporelle aux aspects spatiaux initialement étudiés. Ainsi, mes recherches se décomposent selon deux axes principaux, liés à la caractérisation spatiale et temporelle des facteurs du milieu, et à l'étude de leurs relations avec les espèces végétales, principalement arborées. Le volet qui concerne la cartographie des facteurs des milieux a pour caractéristique de tendre vers des cartes prédictives élaborées sur de larges emprises (du continent à la région ...), tout en recherchant une fine résolution spatiale permettant une pertinence locale, à l'échelle de la forêt voire de la parcelle. Cette approche est peu classique, les cartes produites sur de larges emprises n'ayant en général pas pour objectif d'être discriminantes localement, et les cartes décrivant les variations spatiales locales n'étant souvent disponibles que sur de faibles emprises géographiques. L'autre volet de mes travaux, concernant les relations entre l'environnement abiotique et biotique, s'est principalement focalisé sur l'étude des aires de distribution des espèces, et sur l'impact du changement climatique sur l'état de santé des arbres, ainsi que plus marginalement sur la

productivité des essences, principalement à travers diverses collaborations scientifiques. De ce fait, mes travaux se situent à l'interface entre l'écologie forestière, la climatologie, et les sciences du sol.

La démarche scientifique mise en œuvre a pour caractéristique de mobiliser de volumineuses bases de données acquises au sein du laboratoire ou auprès d'organismes partenaires, qui sont valorisées grâce à l'usage de la géomatique et de la modélisation à partir d'approches principalement empiriques, mais parfois aussi mécanistes. Ces travaux s'intègrent dans le cadre des recherches de l'équipe « EcoSilva », dont l'objectif est « d'analyser les mécanismes liant les facteurs du milieu et l'évolution des écosystèmes terrestres peu anthropisés ». Du fait que ces travaux présentent un intérêt appliqué pour les gestionnaires forestiers, de nombreuses collaborations et actions de transfert ont vu le jour, intégrant régulièrement les élèves d'AgroParisTech ou du master AETPF. De ce fait la production de données spatialisées et leur diffusion au sein d'organismes de recherche et de gestion est devenue une activité propre à la petite cellule SIG du centre AgroParisTech Nancy. 10 ans après la fin de ma thèse, ce mémoire d'HDR est l'occasion de faire le point, de mettre en cohérence les études qui ont été réalisés, et de déterminer des axes de recherche pour les années futures. Ce travail m'est apparu utile au fil de la rédaction, permettant une vision transversale des actions réalisées, ou restant à faire, qui est rarement mise en œuvre faute de temps. Il a permis d'exhumer des travaux oubliés, d'intégrer quelques résultats non publiés, ou de réaliser des synthèses utiles pour réfléchir à de futurs projets. Cette présentation va s'organiser en quatre parties, sous la forme d'un bilan global présentant mes activités et leur évolution au fil de ces dernières années, d'une présentation du contexte scientifique dans lesquels elles s'inscrivent, suivi d'une synthèse des recherches que j'ai menées. La dernière partie permettra de conclure et préciser mon projet de recherche pour les années à venir. Cette présentation s'appuiera à la fois sur des résultats issus de la littérature scientifique internationale, et les travaux que j'ai mené en relation avec collègues, postdoc, thésards ou étudiants, publiés ou non.

1) Présentation et bilan des activités réalisées

11) Etat civil

Nom, prénom : PIEDALLU Christian

Grade et poste : Ingénieur de recherche hors classe, en « écologie forestière, spécialiste en géomatique »

Rattaché à l'équipe de recherche : "EcoSilva " UMR 1434 SILVA INRAE-AgroParisTech-Université de Lorraine,

Rattaché aux équipes enseignantes : Département SIAFEE-UFR FAM, Forêt, Arbres, Milieux naturels,

Affectation : AgroParisTech, 14 rue Girardet, CS 14216, F-54042 Nancy Cedex

Contact :

Tel : (+33) (0)3 83 39 68 77

Mail: christian.piedallu@agroparistech.fr

Site web : <https://www6.nancy.inra.fr/silva/Equipes-de-recherche/EcoSILV>

Portail web SILVAE : <https://silvae.agroparistech.fr/home/>

12) Titres universitaires

2007-2011 : **Thèse de doctorat spécialité "sciences forestières et du bois » :** "Spatialisation du bilan hydrique des sols pour caractériser la distribution et la croissance des espèces forestières dans un contexte de changement climatique ».

1994-1995 : **Diplôme d'Etudes Approfondies " Gestion des Espaces Montagnards : Sociétés et Environnements " - Université Joseph Fourier, Grenoble.**

1992-1994 : **Maitrise en Sciences et Techniques " Sciences de la Terre et de la Vie Appliquées aux Milieux de Montagne " . Université de Savoie, Chambéry.**

13) Fonctions actuelles et positionnement dans l'équipe

Mes missions actuelles s'articulent autour de 3 pôles : recherche-développement (environ 45 % de mon temps), enseignement (environ 45 % de mon temps), et fonctionnement collectif (environ 10% de mon temps).

Recherche-développement : Modélisation et cartographie des principaux facteurs du milieu liés au sol et au climat, détermination de leur importance pour expliquer la distribution ou la productivité des espèces, détermination de la vulnérabilité des espèces vis-à-vis changement climatique. Ces activités de recherche sont réalisées en relation avec d'autres laboratoires et s'inscrivent pleinement dans les thématiques de l'équipe EcoSilva (Figure 1).

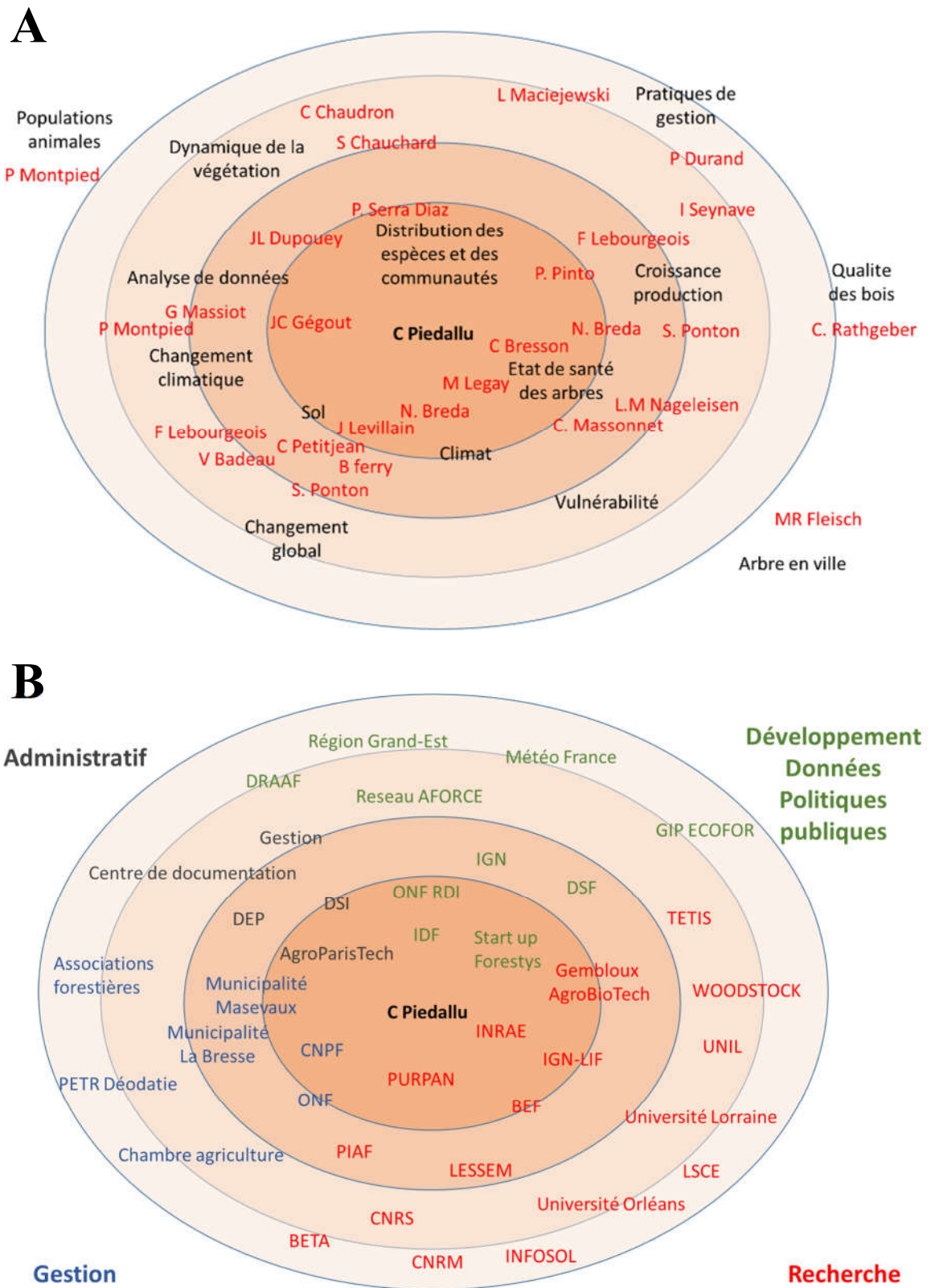


Figure 1 : Positionnement de mes activités de recherche en fonction A) des thématiques de recherche (en noir) et des scientifiques permanents de l'équipe EcoSilva (en rouge) B) du réseau professionnel (hors équipe EcoSilva). Une couleur brun foncé indique une proximité plus importante (liste non exhaustive).

Enseignement : responsable des enseignements en géomatique sur le centre de Nancy : entre 200 et 250 heures équivalent TD/an : responsable des enseignements de géomatique dans 3 UE de la formation des ingénieurs de 2eme année, responsable des modules « Ressources Naturelles et Changement Climatique » (3eme année), « géomatique forestière » (mastère spécialisé), et « GIS in forest ecology and management », dans le parcours international du master AETPF (Forests and their environment).

Fonctionnement collectif :

- Responsable des moyens humains et matériels de la cellule SIG (1 ingénieur d'étude, environ 200 k€ de matériel, base Digitalis, environ 15 To de données, portail web de données SILVAE, <http://silvae.agroparistech.fr/home/>).
- Missions d'expertise : Partenaire de la start-up Forestys (<https://www.forestys.fr>), membre du groupe d'expertise pour la réintroduction du Grand Tétras dans les Vosges, membre du comité scientifique de « La belle forêt (<https://www.labelleforet.co/>).

14) Activités pédagogiques

En tant que responsable des enseignements en géomatique pour le centre AgroParisTech de Nancy, j'organise et j'anime principalement 6 unités d'enseignement (UE), pour la formation des élèves ingénieurs forestiers d'AgroParisTech, du master « Agrosociété, environnement, territoires, paysage, forêt » (AETPF), et du mastère spécialisé Forêt, nature et société – Management international (FNS-MI) :

- **Cursus AgroParisTech, formation de base**, réalisation de 2 unités d'enseignement pour les étudiants de 2eme année du domaine 1 (D1 : productions durables, filières, territoires) et du domaine 3 (D3 : gestion et ingénierie de l'environnement) : **UE 2 (D1) « Méthodes et outils d'analyse spatiale et de diagnostic sylvicole »**, et **UE5 « Gestion et traitement de données environnementales » (D3)**. Cette formation complète une initiation en géomatique faite en 1ere année à Palaiseau (durée : 6h), et implique en moyenne 50-60 élèves répartis entre le D1 et le D3. Ces deux UE de 24 heures ont pour objectif de fournir aux élèves ingénieurs des connaissances fondamentales concernant des disciplines et outils de la géomatique (SIG, GPS, géodésie, télédétection, photogrammétrie, données géographiques et leurs modes de représentation cartographique) et d'autre part des connaissances opérationnelles concernant l'acquisition, la manipulation et la restitution de données géographiques provenant de différentes sources (terrain, imagerie aérienne ou satellitale, cartes, modèles numériques, ...). Elles sont organisées sous forme de cours théoriques, de TDs, et d'un projet, qui donne lieu à la rédaction d'un travail personnel noté alliant manipulations techniques et analyse critique des outils et méthodes utilisées. J'assume personnellement près des trois quarts des enseignements. Les connaissances ainsi acquises sont utilisées dans différents projets de terrain dont l'ingénieur d'études assure l'encadrement technique.
- **Cursus AgroParisTech, formation avancée**, réalisation de 2 UE complémentaires à la formation de base décrite ci-dessus, pour le domaine 1 et le domaine 3. En ce qui concerne le domaine 1, l'**UE 6 « Système d'information géographique approfondissement »** dure 35 h et se situe en fin de 2eme année (effectif moyen

25/30 étudiants/an). Pour ce qui concerne le domaine 3 P'UE « **Changement climatique et Ressources Naturelles (CCRN)** » dure 5 semaines et est réalisée en 3^{ème} année dans la dominante d'application (DA) « Gestion des Milieux naturels » (effectif moyen 25/30 étudiants/an). Cet approfondissement a pour objectif une pratique intensive des outils avancés liés à la géomatique et aux modèles numériques spatialisés (traitement de grosses bases de données, analyse 3D, analyse raster, géostatistiques, modélisation, télédétection, cartes prédictives), ainsi que la maîtrise de l'intérêt et des limites d'usage de ces outils lorsqu'ils sont appliqués à des problématiques concrètes. Ces deux UE comprennent à la fois des cours et les TDs, et une partie projet. Si la partie formation qui dure environ 1 semaine est très proche entre celle du D1 et celle du D3, les principales différences tiennent au domaine d'application (la gestion forestière pour le D1, l'impact du changement climatique sur les milieux, les espèces ou les communautés pour le D3), et à la durée du projet (environ 12 h pour le D1, 4 semaines pour le D3). Ainsi, pour le projet de longue durée réalisé dans le cadre de l'UE « CCRN » les étudiants sont organisés par groupes et doivent répondre à des problématiques portées par des organismes gestionnaires ou recherche-développement (conservatoire botanique, CRPF, ONF, PNR par exemple). Dans le cadre du projet qui se déroule en région, une semaine de terrain est consacrée à la découverte du milieu et aux rencontres avec les organismes porteurs de projets, et trois semaines sont dédiées aux analyses et au rendu qui est organisé sous forme de séminaire en présence des commanditaires. Par exemple, en 2018, les étudiants ont travaillé dans le cadre des projets « ESPERENSE » et « RENESCENCE » portés par l'ONF et le CNPF, et qui ont pour but d'implanter des dispositifs permettant de tester dans un contexte de changement climatique l'implantation de nouvelles provenances ou essences dans des contextes écologiques variés.

- Cours master spécialisé FNS-MI, UE « Géomatique appliquée à la foresterie » (environ 30 heures, effectif moyen 10-20 étudiants). Cette UE a pour objectif la maîtrise des outils SIG et de faire connaître les applications liées à l'utilisation de la géomatique en milieu forestier (SIG, GPS, cartographie de terrain), à travers des cours, des TDs, et un projet évalué.
- Cours master AETPF, 2^{ème} année, parcours « Forest and their environment (FEN) », UC 9.17 « Gis in forest ecology ». Cette formation est similaire à celle du master spécialisé, elle concerne environ une dizaine d'étudiant du master AETPF auxquels se greffent environ 5 étudiants AgroParisTech du DA Ressources forestières et Filières bois (RFF). Les cours ont lieu en anglais.

Quelques enseignements plus marginaux complètent ce récapitulatif. Des supports pédagogiques ont également été réalisés (cours, TD et leurs supports, notices, réalisées en partenariat avec l'ingénieur d'études SIG), ils sont disponibles en accès libre pour les étudiants du centre et les TD peuvent être réalisés de façon autonome. Cette partie enseignement représenterait sur les cinq dernières années environ 230 heures équivalent TD (HeQTD) par an, principalement pour les étudiants de 3^{ème} année du cursus ingénieur (Table 1). Ce volume de cours a oscillé entre 198 et 322 HeQTD depuis 2006 (Figure 2), au grès des remaniements des enseignements. Il a enregistré une baisse vers 2011 du fait de la disparition de certains enseignements suite à la réforme ayant transformé l'ENGREF en AgroParisTech, ainsi que la fusion de certaines UC dans un but d'optimisation, puis depuis 2017 suite au transfert de certains enseignements à l'ingénieur d'études. Ce volume reste néanmoins supérieur aux 192

HeQTD représentant la norme réalisée par les maitres de conférences, ou encore des 96 HeQTD affectées au statut d'Ingénieur de Recherche.

Formation	Année	Unité d'enseignement	Cours	TD	Projet, divers	TOTAL
AgroParisTech	2A	Méthodes outils d'analyse spatiale diagnostic sylvicole	7,5	4,0	1,3	12,8
AgroParisTech	2A	Gestion et traitement de données environnementales	12,0	10,0	3,3	25,3
AgroParisTech	2A	SIG approfondissement	15,0	10,5	2,2	27,7
AgroParisTech	3A	Changement climatique et ressource naturelle	21,8	7,0	76,7	105,5
AETPF	2A	Gis in forest ecology and management	5,3	9,5	7,7	22,5
FNS-MI		Géomatique appliquée à la foresterie	1,9	3,0	2,0	6,9
AgroParisTech		Divers	3,0	4,5	3,2	10,7
TOTAL			66,4	48,5	96,5	211,5

Table 1 : récapitulatif des heures équivalents TD effectuées par an, exemple en 2020-2021

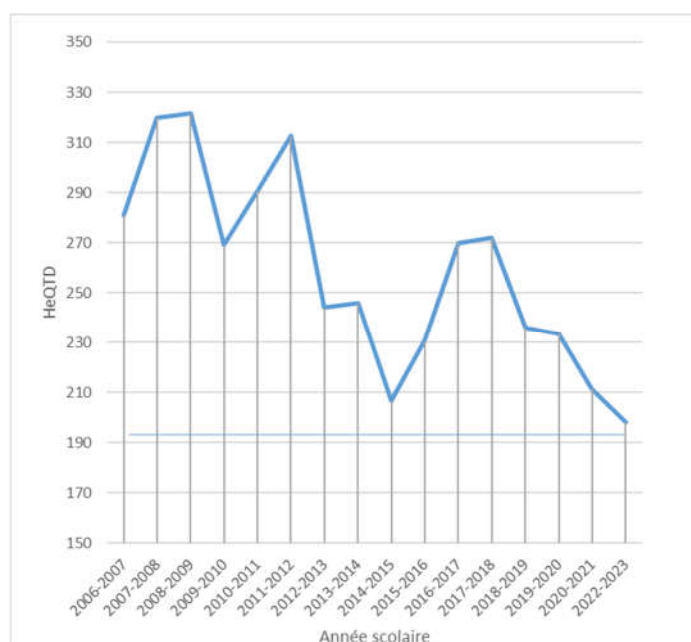


Figure 2 : Evolution des heures équivalent TD entre 2006-2007 et 2022-2023. Le trait bleu horizontal représente la barre des 192 HeQTD.

15) Activités d'encadrement

Sur la période 2005-2023, j'ai encadré ou co-encadré 61 personnes, dont 46 stagiaires et 10 personnes sous contrat à durée déterminée, trois thésards, un postdoc, un technicien puis un ingénieur d'études. Le technicien a été embauché en CDD sur la période 2005-2007 puis il est devenu fonctionnaire en 2008, son poste a été revalorisé en ingénieur d'études en 2019. La personne qui occupe ce poste pérenne depuis 2005 m'épaule dans la gestion des activités de la cellule géomatique. Elle est chargée de l'assistance aux enseignements des élèves ingénieurs et masters et de l'aide technique aux projets de recherche du centre AgroParisTech de Nancy, en matière de géomatique, et de la gestion de la cellule géomatique.

Les 45 stagiaires que j'ai encadrés se répartissent en 26 stages de niveau master 2, 7 stages niveau M1, et 12 stages de licence professionnelle (Annexe 1). Concernant les personnes sous contrat temporaire, dont le cumul de temps avoisine 86 mois, j'ai supervisé 4 contrats à durée déterminée (niveau moyen = ingénieur d'étude), 3 thésards en co-encadrement (dont la première a abandonné pour raison de santé au bout de 1 an, et le deuxième a soutenu en novembre 2019, et la troisième a commencé en novembre 2022), et une postdoc qui a fini en mars 2020. La thèse co-encadrée terminée en 2019 a été réalisée par Adrien Taccoen, ingénieur AgroParisTech, et portait sur la détermination de l'impact du changement climatique sur la mortalité des principales essences françaises (trois articles scientifiques ont été publiés dans des revues internationales). Le post-doc a été réalisé par Emeline Chaste, et concernait l'évaluation des performances de cartes prédictives à haute résolution spatiale. Le nombre de personnes encadrées est en moyenne 4,2 par an (Figure 3).

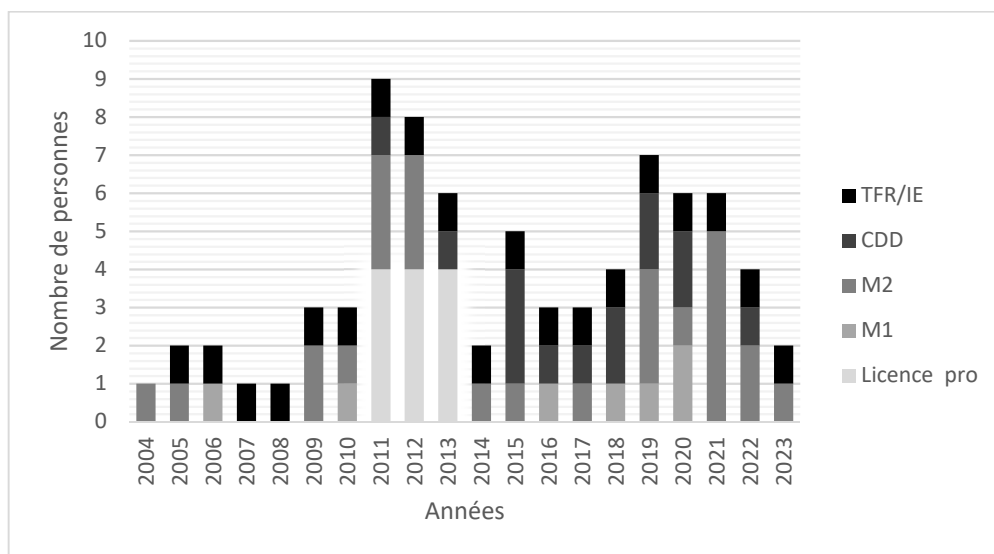


Figure 3 : Evolution du nombre de personnels encadrés pour chaque année entre 2004 et 2023. Les thèses et postdocs sont intégrés à la rubrique « CDD ». TFR/IE correspond au poste de technicien puis d'ingénieur d'études affecté à la cellule géomatique depuis 2005. Les stagiaires co-encadrés sont inclus dans ce comptage.

J'ai également assuré depuis 2013 le tutorat de 44 élèves ingénieurs AgroParistech, principalement pour le stage de 6 mois de 3eme année d'école d'ingénieur (38 élèves), et pour cinq d'entre eux lors du stage de 2 mois de 2eme année (soit plus de 4 élèves par an en moyenne depuis 2013). Ce tutorat consiste en la validation du sujet de stage proposé, à suivre l'élève pendant la durée du stage (suivi de l'avancement, résolution de problèmes, ...), puis à organiser la soutenance avec l'élève, à évaluer le rapport, présider le jury de soutenance, qui va attribuer collectivement la note de stage. La liste des stages tutorés est présente en Annexe 2.

16) Activités scientifiques

Depuis 2002, j'ai participé à 19 projets de recherche, assurant la recherche de fonds et le pilotage pour 10 d'entre eux (Annexe 3). Ces travaux s'inscrivent dans les deux thèmes définis par l'équipe « Ecosilva » dans la présentation de son projet lors de l'évaluation HCERES en 2016, « **dynamique à long terme des écosystèmes** » et « **vulnérabilité et**

résilience ». Ils ont été menés en étroite collaboration avec plusieurs chercheurs du laboratoire, et des partenaires extérieurs tant professionnels (IGN, ONF, CRPF, ...) que liés au monde de la recherche (INRAE, Universités, CNRS, école de Purpan, ...), et de nombreux jeunes étudiants ou chercheurs embauchés pour l'occasion en stage ou CDD. Dans le contexte de changement de climat actuel, comprendre la réponse des plantes ou des communautés vis-à-vis des conditions écologiques est un élément essentiel afin de mieux évaluer les impacts des changements en cours et de mieux adapter les écosystèmes aux conditions environnementales futures. Pour cela, la disponibilité de descripteurs environnementaux pertinents est de première importance. Si l'existence de relevés de terrain disponibles sur de larges surfaces permet de fournir localement de nombreuses données écologiques, la connaissance de la distribution spatiale des principaux facteurs du milieu ayant une action sur les plantes est tout aussi importante pour les acteurs de la recherche que pour les gestionnaires des milieux, et ouvre des axes de recherche originaux en écologie forestière.

L'objectif de ces travaux est donc de **mettre au point, de produire et de valider des modèles numériques spatialisés représentant la distribution des principaux facteurs écologiques** responsables de la distribution et la fertilité des espèces forestières Françaises, et d'évaluer **leur effet sur les plantes, particulièrement pour ce qui concerne la vulnérabilité des espèces au changement climatique en cours**. L'échelle de travail constitue un élément déterminant de ce travail, les indices développés devant pouvoir être calculés sur de **larges emprises** (Europe, France, région, ...), tout en permettant de représenter de façon la plus pertinente possible la variabilité des conditions locales. Je m'intéresse plus particulièrement aux facteurs qui sont liés **la richesse chimique des sols, au climat et à l'alimentation en eau des plantes**, du fait de leur importance reconnue, et de la faible disponibilité de données pertinentes disponibles à de multiples échelles. La mise en œuvre de ces cartes digitales m'a permis de mieux caractériser les **préférences écologiques** des espèces végétales (principalement les arbres), ainsi que de progresser dans l'évaluation de leur **vulnérabilité aux changements de climat en cours**. Pour cela, je me suis également intéressé à la caractérisation de la **dynamique temporelle des facteurs liés au climat**, afin de déterminer l'impact de ces changements sur la ressource végétale.

17) Publications

J'ai collaboré mi 2023 à 53 publications, dont 31 dans des revues internationales référencées ISI, (9 en tant que premier auteur, voir liste complète en Annexe 4, 19 dans des revues nationales à comité de lecture (7 en tant que premier auteur), et 3 chapitres d'ouvrage (voir liste complète en Annexe 5). Mon activité est devenue plus régulière à partir de 2005 (Figure 4), date à laquelle j'ai abandonné un certain nombre de tâches techniques suite au recrutement d'un technicien contractuel au sein de la cellule géomatique. Ces écrits se ventilent au sein de différents axes de travail (Figure 5). Si la thématique « facteurs du milieu » est celle qui a donné lieu au plus grand nombre d'articles, il est à noter que ces dernières années la majorité des publications touchait au thème « vulnérabilité au changement climatique ». Les publications concernant les outils d'aide à la gestion concernent principalement les revues de vulgarisation francophones. La catégorie « divers » inclut principalement des articles de glaciologie, concernant la réhabilitation de milieux dégradés, ou le système GPS.

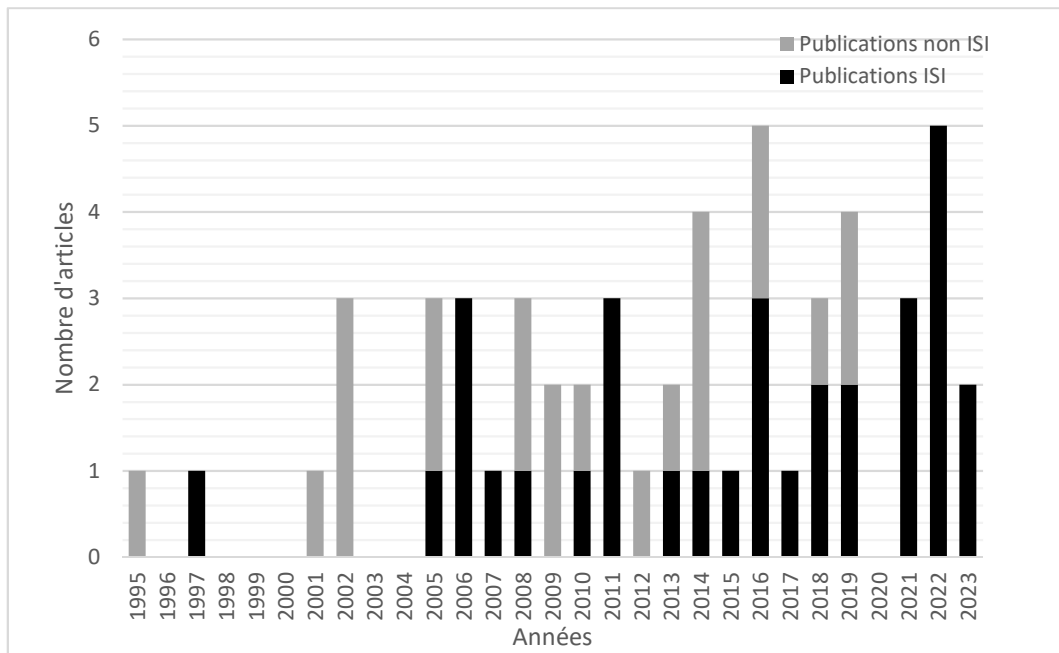


Figure 4 : Nombre et type de publication classées par type et par date.

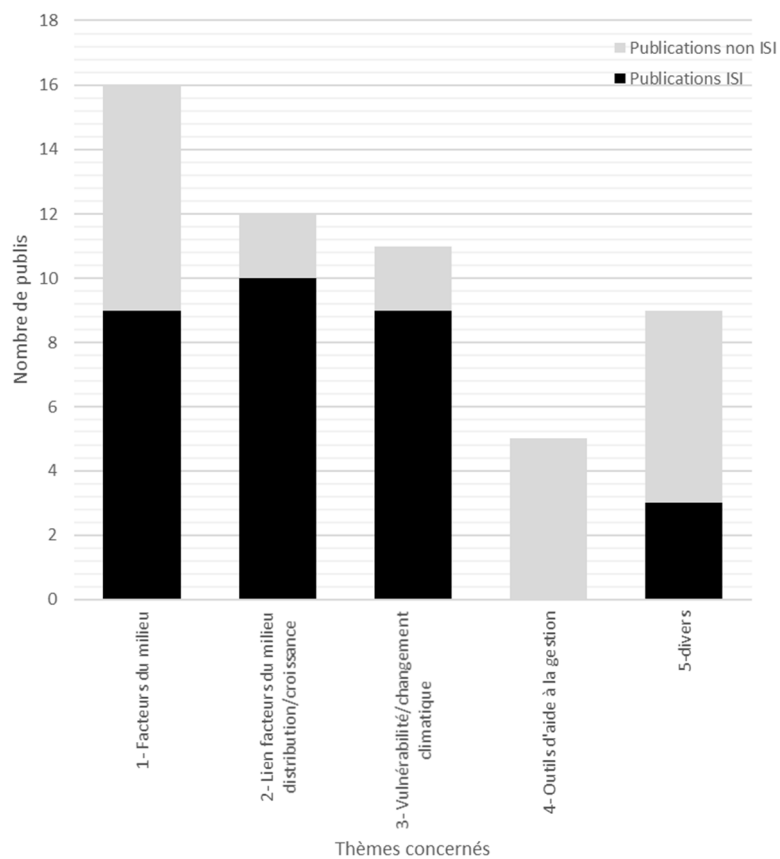


Figure 5 : Classement des publications en fonction des thèmes d'étude correspondant aux axes structurants de mon activité scientifique.

A l'exception des revues forestières (« Revue Forestière Française », « Forêt entreprise » et « Annals of forest science », 21 publications à elles trois), les articles, publiés principalement dans des revues d'écologie, se répartissent, dans un grand nombre de journaux différents (29 revues différentes sont concernées, Figure 6). La figure 7 montre l'« impact factor » (IF) cumulé de ces articles, qui s'élève à 150, soit un impact factor moyen de 5 par publication référencée ISI (4 si on exclut l'article de Nature à fort IF). Ces chiffres ont été calculés en prenant la valeur de l'IF moyen sur 2 ans au plus près de la date de publication. En juin 2023, ces travaux avaient donné lieu à plus de 3300 citations avec une valeur de « h index » de 22 et un « research interest score » de 1750 (source ResearchGate).

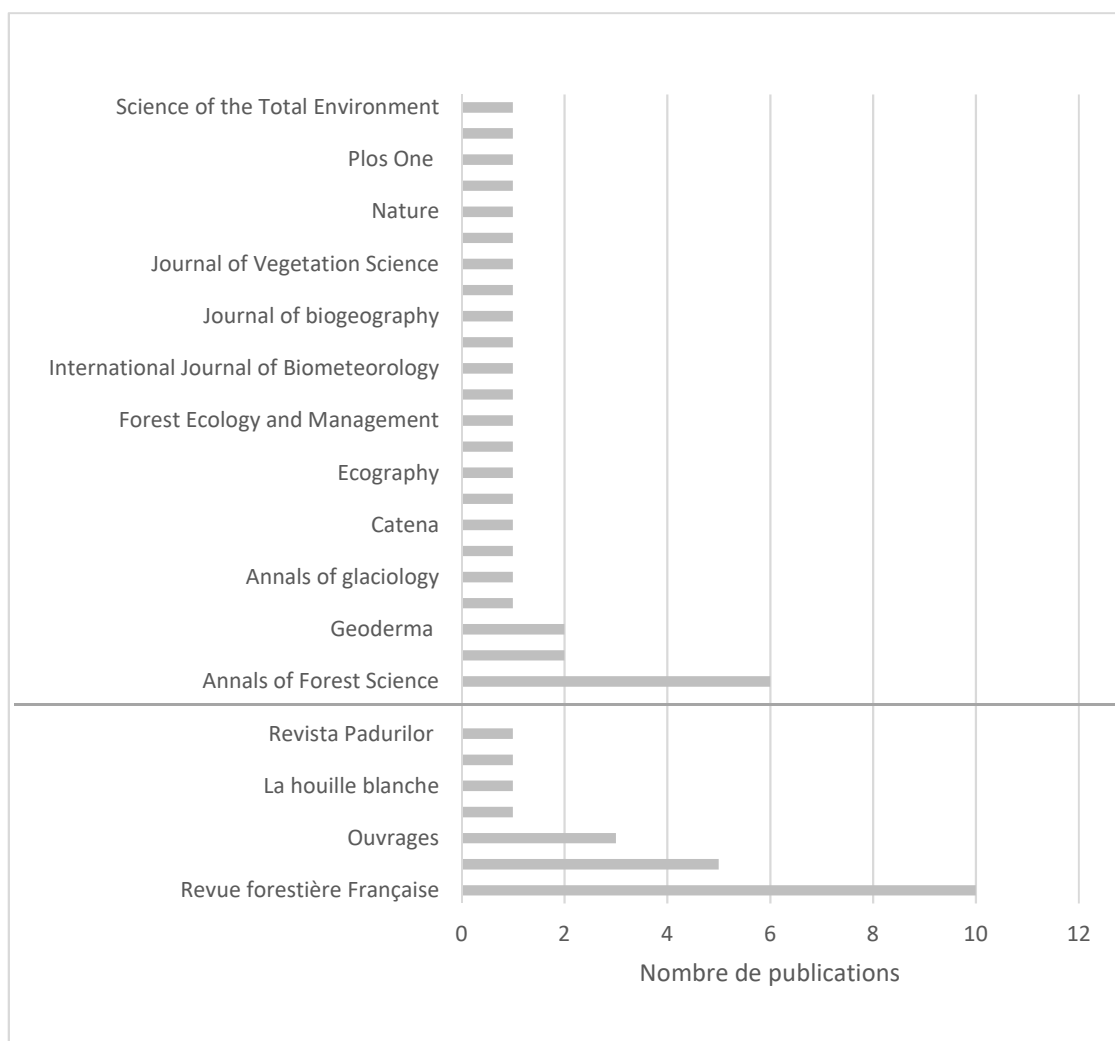


Figure 6 : Nombre d'articles par revues, pour les revues référencées ISI (au-dessus du trait horizontal) ou non (en bas).

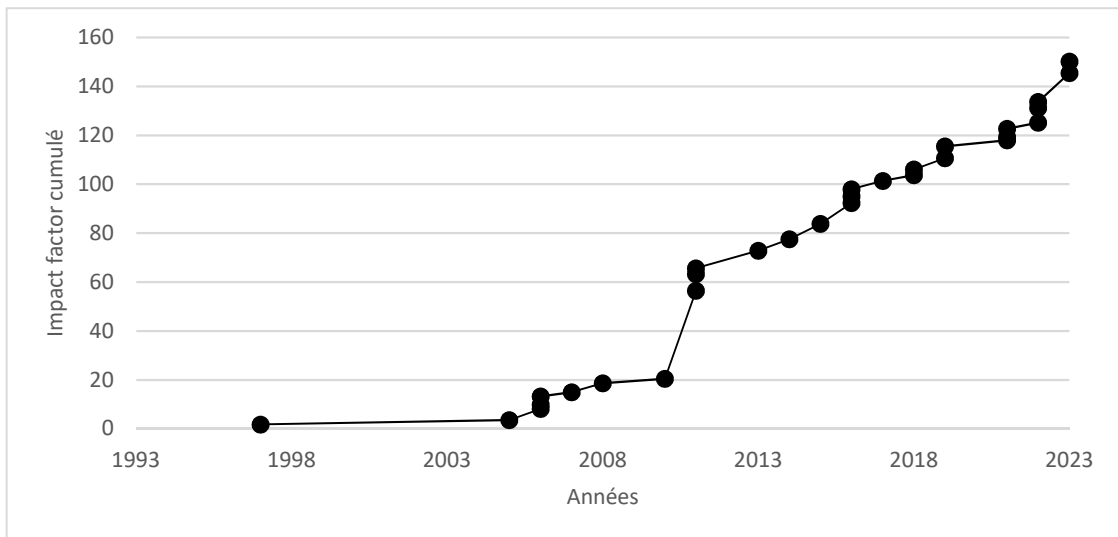


Figure 7 : Evolution de l'impact factor cumulé.

2) Contexte scientifique

Nous allons dans un premier temps faire le point des connaissances concernant les conséquences du changement de climat en cours et de l'évolution récente de la dynamique forestière, afin de déterminer le cadre dans lequel ces travaux ont été menés. Les principaux résultats obtenus et leur intérêt dans le contexte précédemment décrit seront abordés dans un deuxième temps, avant de conclure sur les perspectives de travail pour les années futures.

21) La forêt, un écosystème majeur pour la planète

On estime qu'environ 31 % de la surface de la planète est recouverte de forêts, ce qui représente environ 4,6 milliards d'hectares et 3,04 trillions d'arbres, dont un tiers de forêt primaire (Crowther et al. 2015). Pour ceux qui ne sont pas familiers avec ces chiffres, cela correspond à environ 3 040 000 000 000 arbres ... Les plus fortes densités se situeraient en forêt boréale, alors que 43 % de la ressource serait localisée en zone tropicale (Crowther *et al.*, 2015). Les forêts tempérées concernent environ 25 % de la surface forestière mondiale (Tyrrell et al. 2012). Plus de 60000 espèces d'arbres différentes ont été identifiées dans la base de données du BGCI (BGCI 2019). En Europe, 454 espèces d'arbres natives sont reconnues (Rivers et al. 2019).

Le rôle de la forêt dans la biosphère est essentiel, de par les nombreux services écosystémiques qu'elle rend (Thompson 2014). Ainsi la production mondiale de produits bois (ameublement, bois de construction, pâte à papier, ...) a atteint un record historique au cours des dernières années, avec un volume de bois rond qui a atteint 2,03 billions de m³ en 2018, (FAO 2018). L'Europe est aujourd'hui un des principaux producteurs de bois (environ 432 millions de m³ de bois ont été coupés en Europe en 2013, (EEA 2016). En France, 38 millions de m³ de bois sont commercialisés par an ¹, et la valeur ajoutée de la filière forêt-bois représente

¹ [Infographie - La filière forêt-bois en France | Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation](#)

57 milliards d’Euros pour environ 454000 emplois directs et indirects², soit plus que la filière automobile.

D’après la FAO (2020), la forêt abrite environ 80 % de la biodiversité mondiale parmi les 6,5 millions d’espèces terrestres connues (Mora et al. 2011). Par exemple, elle fournit des habitats pour 75 % des espèces d’oiseaux, et environ 60 % des plantes vasculaires seraient présentes en forêt tropicale (Vié et al. 2011). Une partie de cette biodiversité est en danger. D’après l’UICN, 8000 espèces d’arbres seraient menacées dans le monde parmi les 60000 identifiées (IUCN 2019), avec des impacts sur les espèces associées à leur habitat. Ainsi, en Europe 27 % des mammifères, 10 % des reptiles, et 8 % des amphibiens liés aux écosystèmes forestiers seraient menacés (Rivers et al. 2019). Les forêts jouent également un rôle important lors de la pollinisation des insectes, pour limiter l’érosion et les risques naturels, maintenir la qualité de l’eau, de l’air, et des sols, ou réguler les cycles climatiques ... (Brockerhoff et al. 2017). Elles ont de plus un rôle culturel majeur dans nos sociétés, à travers le cadre paysager et l’usage récréatif qu’elles procurent.

A l’échelle mondiale, la moitié du CO₂ atmosphérique émis serait capté par les océans et la forêt (IPCC 2007). Les forêts sont ainsi essentielles pour atténuer les effets du changement climatique, permettant de stocker environ 25 % du carbone émis (Pan et al. 2011). On estime qu’elles produisent un puit de carbone net de 7,6 Gt de CO₂ par an au niveau mondial, avec un stockage annuel d’environ 15,6 Gt dont il faut déduire 8,1 Gt d’émissions dues à la déforestation principalement (Harris et al. 2021) (Figure 8). Le puit de CO₂ dû au réservoir océanique serait du même ordre de grandeur (8,4 GtCO₂/an). A titre de comparaison, les émissions annuelles planétaires de CO₂ du fait de la combustion des énergies fossiles seraient d’environ 28,6 Gt (gigatonne). Une part importante de ce puit de carbone proviendrait des forêts tempérées (3,6 Gt de CO₂ par an). En Europe, environ 10 % des gaz à effet de serre (GES) produits seraient stockés dans les écosystèmes forestiers (EEA 2016). De plus, les produits bois permettent de réduire l’usage de matériaux dont la fabrication est émettrice de gaz à effets de serre, comme le béton.

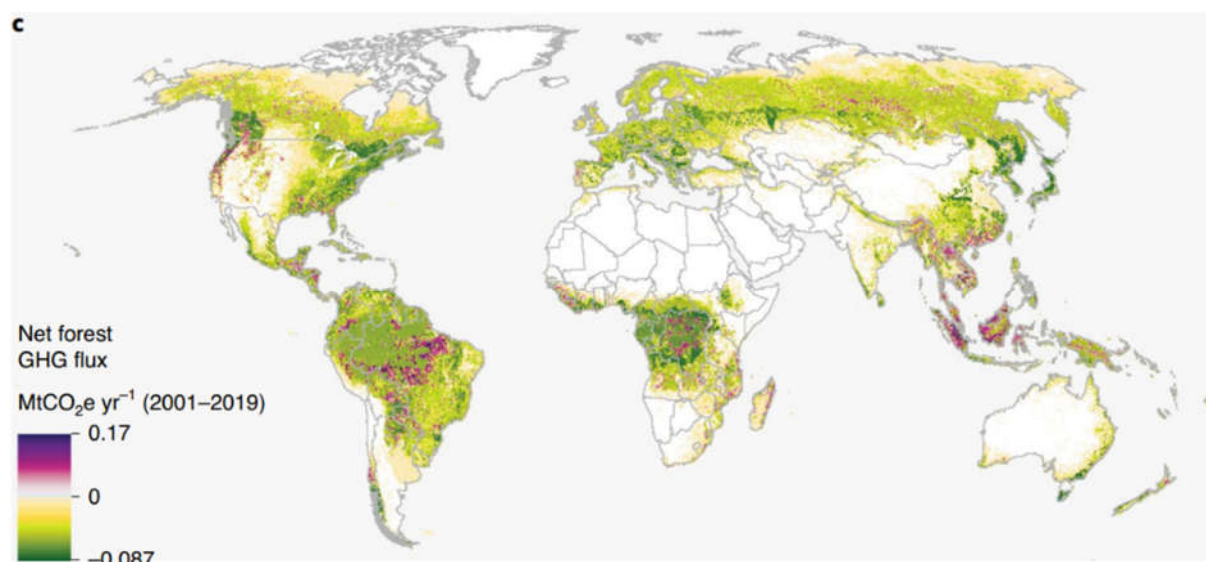


Figure 8 : Bilan des flux net annuels de gaz à effet de serre liés à la forêt pour la période 2001-2019 (Harris et al. 2021). Une couleur verte indice un puit de carbone, le violet une source.

² <https://fibois-france.fr/chiffres-cles/>

22) Une ressource qui évolue de façon inégale dans le monde

221) Des surfaces forestières qui régressent, mais pas en Europe

Du fait des nombreux services écosystémiques rendus, quantifier l'évolution de la surface forestière et des volumes de bois au fil du temps est un enjeu majeur. A l'échelle mondiale, Hansen et al (Hansen et al. 2013) ont utilisé des données satellitales pour quantifier les pertes (2,3 millions de km²) et les gains de surfaces forestières (0,8 millions de km²) entre 2000 et 2012. Les surfaces forestières disparaissant annuellement correspondraient ainsi à environ 192000 km² par an au niveau de la planète entière. La FAO (2020) estime que la surface forestière disparue entre 1990 et 2020 correspondrait environ à celle de la Libye. Le nombre d'arbres aurait quasiment diminué de moitié depuis l'apparition de l'agriculture il y a 12000 ans. Aujourd'hui, environ 15 billions d'arbres seraient abattus tous les ans dans le monde, principalement dans les régions tropicales (Crowther et al. 2015), en Afrique et en Amérique du sud (Figure 9). Ce bilan négatif aurait tendance à s'atténuer ces dernières années du fait de l'apparition de nouvelles forêts, notamment en Asie. Les pertes de surface seraient ainsi passées de -7.84 millions d'ha par an entre 1990 et 2000 à - 4,75 millions d'ha par an entre 2010 et 2020 (FAO 2020) (Figure 10).

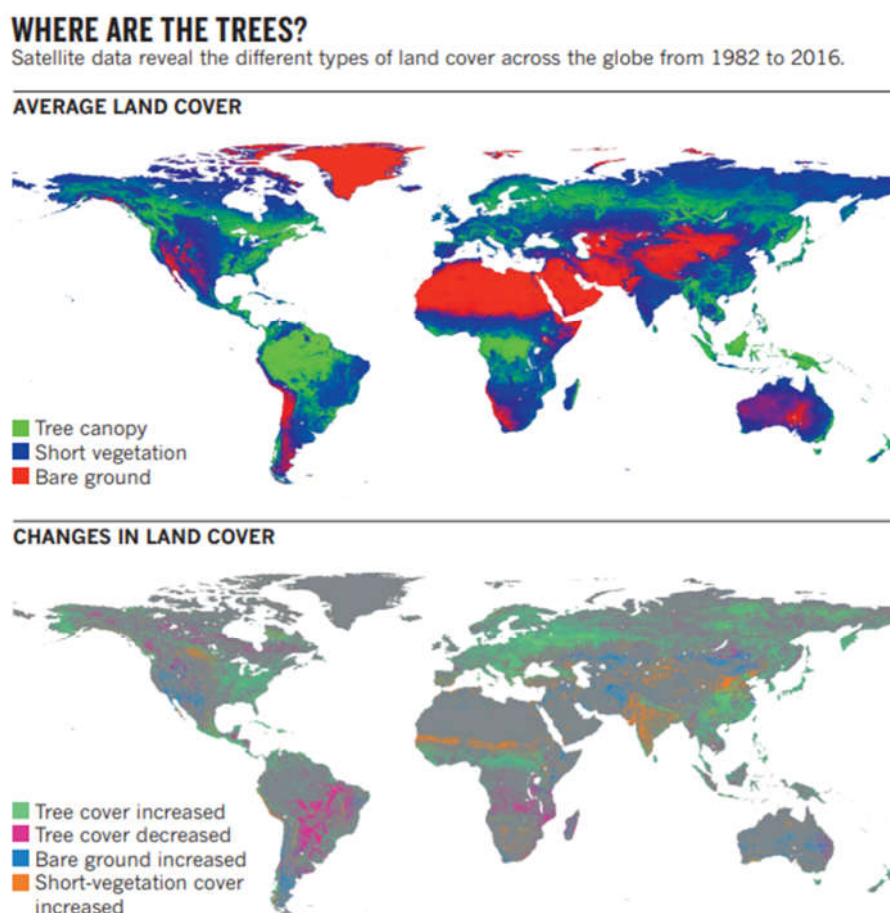


Figure 9 : Gains et pertes de surface forestière entre 1982 et 2016 (Popkin 2019).

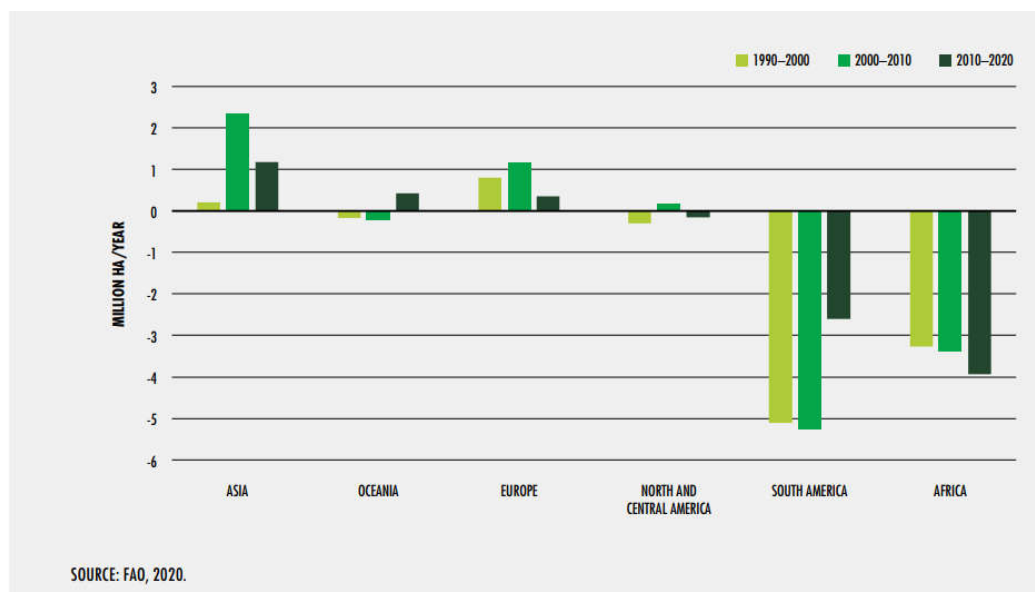


Figure 10 : Evolution de la surface forestière nette entre 1990 et 2020 par zones géographiques, en millions d’hectares par an (Source FAO, 2020).

En Europe, la surface forestière occupe actuellement 215 millions d’ha, représentant 5,4 % des forêts mondiales, pour un volume de bois de 35 billions de m³, ce qui correspond environ à 6,5 % du stock mondial (Europe 2015). Cependant, sa superficie a fortement varié dans le temps. On estime que la forêt occupait environ 80 % des terres dans le passé, et que cette surface aurait diminué de moitié jusqu’à la première moitié du XIX -ème siècle (encore appelé minimum forestier), du fait du développement de l’agriculture et de l’économie (Bradshaw et Sykes 2014). Depuis cette date, une meilleure protection des forêts couplée à la déprise agricole a permis d’inverser la tendance (Abadie et al. 2018). En Europe, la surface forestière se serait accrue de 10 % au cours des 25 dernières années, et le stock de bois sur pied est en augmentation (EEA 2016; FAO 2010). Aujourd’hui, la forêt y occupe 161 millions d’hectares, soit environ 43 % des terres, avec une dominante de forêts privées (60 %) (EEA 2016). Les plus forts taux de boisement sont observés en Suède et en Finlande (autour de 70 %), contre 31 % en France, qui est cependant la 3ème surface forestière d’Europe. En France, la surface forestière a été estimée entre 8,9 et 9,5 millions d’hectares en 1830, contre 17 millions d’hectares en 2020, ce qui constitue un doublement des surfaces en moins de 200 ans (Cinotti 1996). Le volume sur pied y est aujourd’hui d’environ 2, 8 milliards de m³ de bois³.

222) Le bénéfice de la fertilisation de nos écosystèmes ...

Si les forêts Européennes ont une grande importance à l’échelle mondiale, ce sont également parmi les plus étudiées. Des rapports réguliers sont publiés (Europe 2015) et des inventaires forestiers couvrent les trois quarts des surfaces forestières (Vidal et al. 2016). L’augmentation des stocks sur pied de 1,6 % par an sur la période 1990-2015 (Bontemps 2021; Europe 2015) est attribuée à l’élargissement des surfaces forestières mais également à une augmentation de productivité ces dernières décennies (McMahon et al. 2010; Spiecker 1995).

³ [Infographie - La filière forêt-bois en France | Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation](#)

Par exemple, Bontemps et al (2010) ont montré une augmentation de croissance pouvant atteindre 50 % pour le hêtre en France au cours du XX^e siècle, et Charru et al (2017) ont observé des augmentations de surface terrière pour les conifères des forêts tempérées françaises entre 1980 et 2007. Cette augmentation de productivité calculée à travers des données d’inventaire forestier est confirmée à plus large échelle à travers des indices dérivés d’images satellitales. Ainsi, Zhu et al (2016) montrent une augmentation de l’indice de surface foliaire (LAI) entre 1982 et 2009, pour une surface couvrant entre 25 et 50 % de la planète, tandis que Chen et al (2019) montre un verdissement sur un tiers de la planète entre 2000 et 2017.

Cette augmentation de productivité ne concerne pas que les surfaces forestières, elle est également observée sur les cultures ou les prairies, particulièrement dans les moyennes et hautes latitudes (Gornall et al. 2010; Praveen et Sharma 2019). Elle est imputée aux effets conjoints de la fertilisation des sols par les dépôts azotés qui améliore le stockage de carbone, de l’augmentation du taux de CO₂ dans l’atmosphère, qui améliore la photosynthèse et l’efficacité de l’usage de l’eau, et de l’augmentation des températures qui allonge la saison de végétation (Boisvenue et Running 2006; Hyvonen et al. 2007). D’importantes disparités spatiales sont cependant mises en évidence, certains auteurs mettant en évidence l’impact sur ces chiffres des politiques volontaristes de reboisements et de mise en culture menées par la Chine et l’Inde, où un tiers des augmentations globales de LAI ont été observées (Chen et al. 2019) (Figure 11).

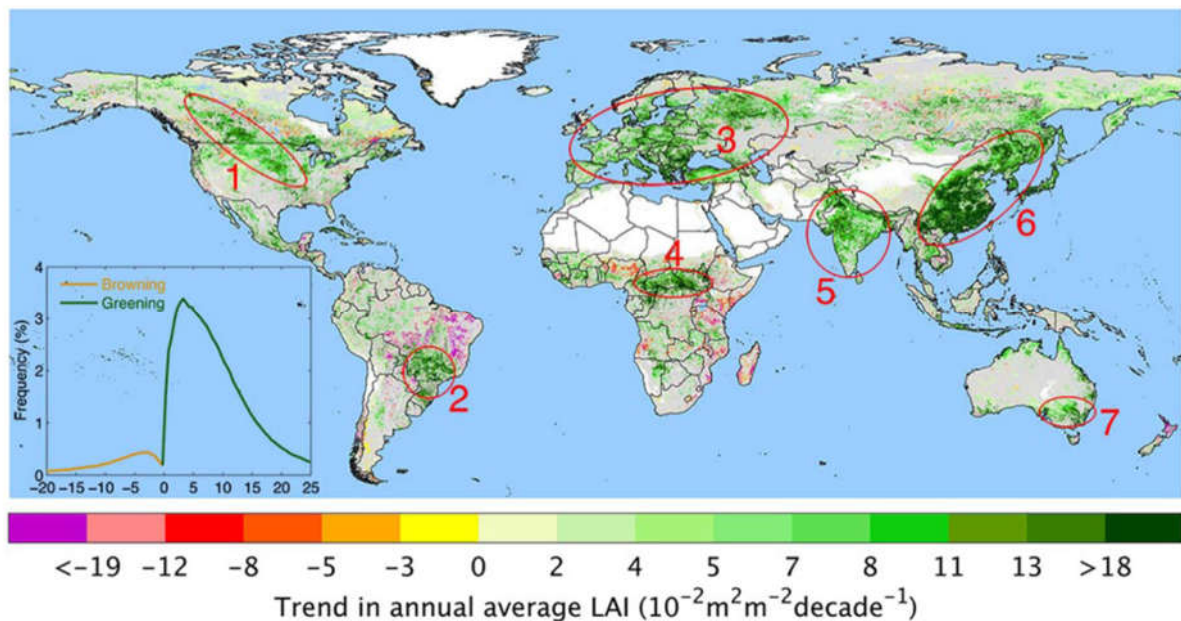


Figure 11 : Evolution du LAI sur la période 2000-2017. La couleur grise représente les tendances non significatives et le blanc les zones sans végétation. Les cercles représentent les zones de verdissement les plus fortes (principalement des terres cultivées, sauf la zone 4).

23) Des incertitudes liées à un climat qui change

231) Une modification à long terme des régimes de températures et de pluies

Malgré les gains de productivité enregistrés, les menaces sur les forêts sont nombreuses : déforestation, fragmentation et disparition des habitats, espèces invasives, pathogènes, pollution, surexploitation, surpâturage, ... (Muys et al. 2022). A cela s'ajoute une préoccupation croissante concernant les impacts du changement climatique en cours, qui conduisent à une augmentation du stress hydrique, à la fréquence accrue des événements climatiques extrêmes, (vagues de chaleur, sécheresses, fortes précipitations, ...), à une modification du régime des tempêtes et une augmentation des feux de forêts (IPCC 2022). Le récent rapport de l'IPCC (AR6, 2022) fait le bilan : les températures sur les surfaces terrestres augmentent à un rythme sans précédent et sont globalement 1,59°C supérieures lors de la période 2011-2020 par rapport à la période 1850-1900 (1,09°C si on prend en compte les surfaces des océans), principalement du fait de l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre attribuée à l'action de l'homme (Figure 12). Les simulations centralisées par l'IPCC montrent que la température va continuer à augmenter, selon une intensité qui va varier selon les scénarios socio-économiques qui seront mis en œuvre, pour aboutir à des valeurs entre 1,5 et 5°C d'ici 2100 (Figure 13). Avec les scénarios les plus pessimistes, l'augmentation de température déjà enregistrée ne représentera qu'à peu près 20 % de l'augmentation prévue d'ici la fin du XXI^e siècle. Des projections réalisées jusqu'en 2300 simulent des températures pouvant augmenter d'environ 8°C par rapport à la période de référence selon le scénario le plus défavorable (RCP 8.5) (Collins et Krinner 2013).

Changes in global surface temperature relative to 1850-1900

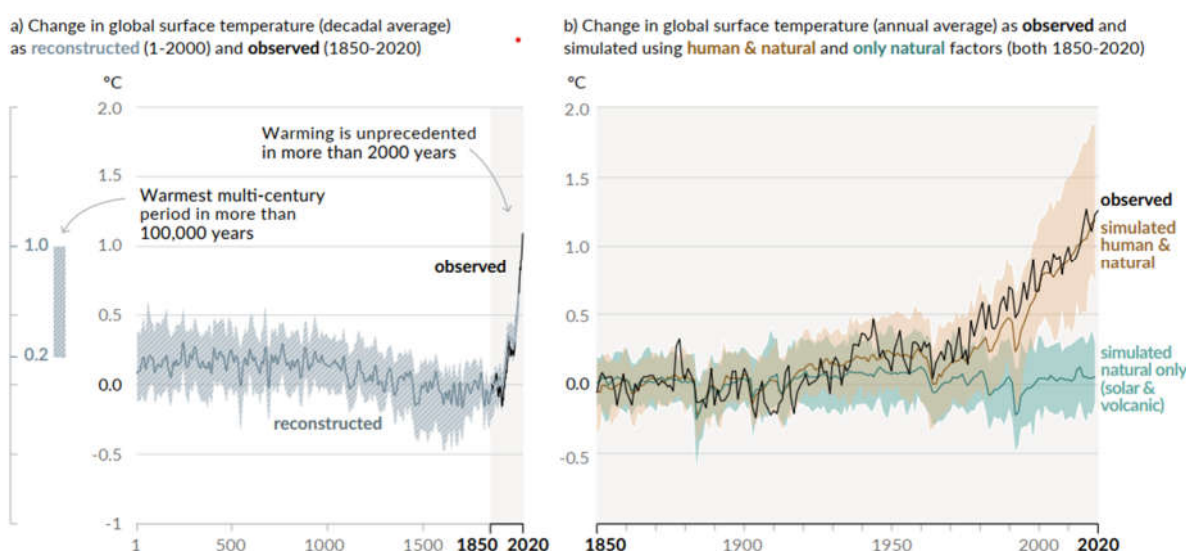


Figure 12 : Changements de températures observés et simulés à la surface terrestre (terres + océans) par rapport à la période 1850-1900 (IPCC 2022)

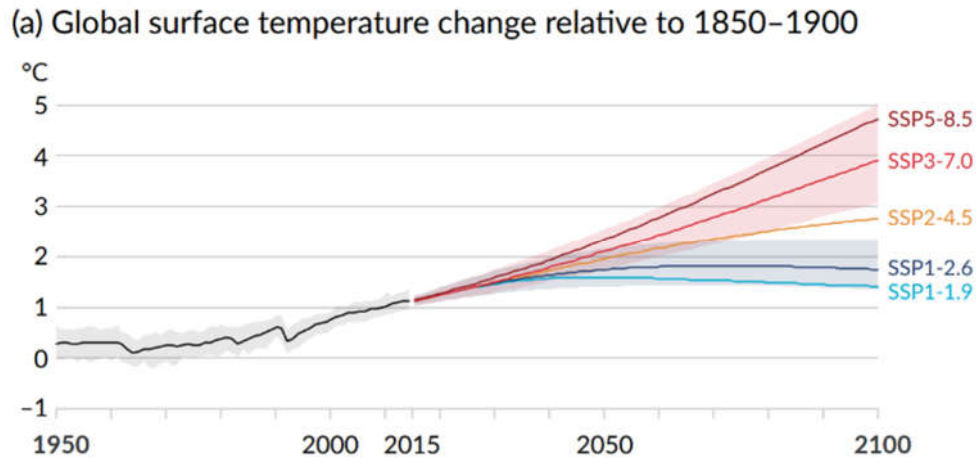


Figure 13 : Projection des températures de la surface du globe selon 5 scénarios par rapport à la période 1850-1900 (IPCC 2022)

L'augmentation des températures n'est pas homogène à l'échelle du globe, elles se réchauffent plus aux hautes latitudes, tandis que le régime des pluies change, à la fois dans sa distribution spatiale, sa saisonnalité, et son intensité. On observe ainsi actuellement une augmentation des pluies dans les moyennes et hautes latitudes et une diminution dans les zones tropicales et subtropicales (IPCC 2022). La combinaison des apports par les pluies et des départs par évaporation et transpiration liés à la hausse des températures induit des changements importants de disponibilité en eau pour la végétation. Ceux-ci sont déjà visibles, une diminution globale de l'eau disponible en saison sèche étant observée sur 57 % de la surface terrestre (Padron et al. 2020), avec de fortes variations spatiales (Figure 14). En Europe, une augmentation de la disponibilité en eau est attendue dans le nord-est du continent, tandis qu'une diminution est prévue autour du bassin méditerranéen, avec une augmentation des stress estivaux et de la pluviométrie en dehors de la saison de végétation (IPCC 2021).

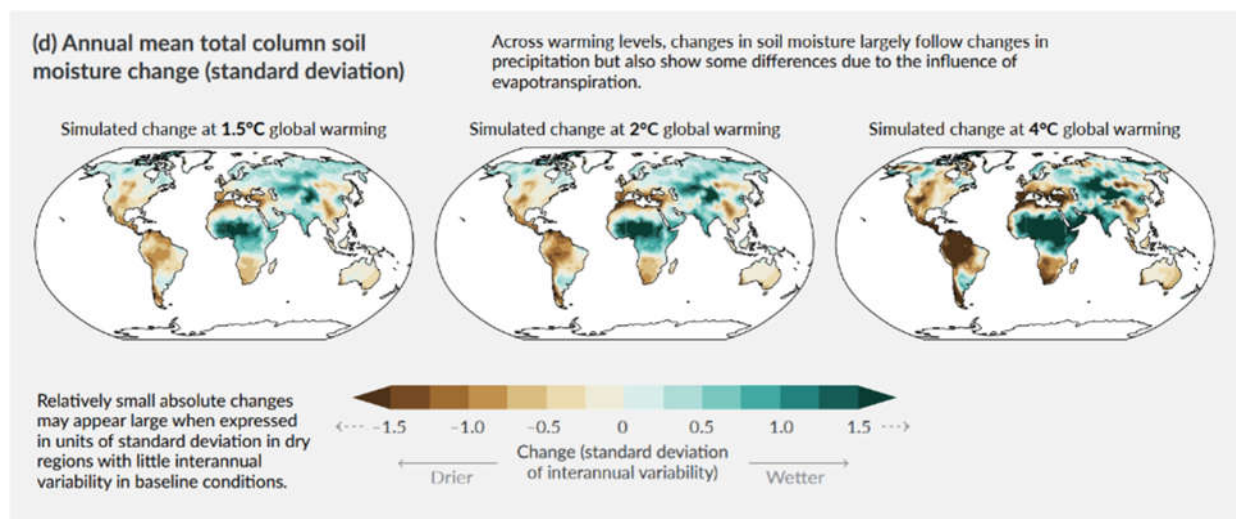


Figure 14 : Répartition spatiale des changements de disponibilité en eau des sols par rapport à la période 1850-1900 (IPCC 2022)

232) Un impact des événements extrêmes déjà visible

Si ces changements de fond sont déjà largement perceptibles, ce sont ceux qui concernent les événements extrêmes qui sont les plus visibles car ils ont des impacts profonds sur nos sociétés. Les modèles et les observations de terrain convergent pour dire que l'intensité et la fréquence des événements climatiques extrêmes augmente en lien avec l'augmentation des températures moyennes. Ces événements concernent surtout une intensification des vagues de chaleur, des épisodes de fortes pluies, et des sécheresses, et une diminution des périodes de grand froid (Donat et al. 2020; Planton et al. 2008). Ils sont simulés par de nombreux modèles mais sont difficiles à quantifier à partir d'observations du fait du manque de longues séries de données et de fortes variations régionales à l'échelle de la planète (Easterling et al. 2000). Les projections des modèles au fil du XXI^e siècle indiquent que les tendances observées vont continuer voire s'intensifier si les émissions de gaz à effet de serre ne sont pas rapidement régulées (IPCC 2022).

Un autre facteur important pour la forêt est lié au régime des vents. Si une diminution des vents moyens est observée depuis les années 1980, cette tendance semble s'être inversée depuis les années 2010 (Zeng et al. 2019). Les principaux risques sont liés aux tempêtes, qui sont responsables d'une part importante des dommages dans les forêts européennes (Schelhaas et al. 2003). Différentes études montrent des changements régionaux dans l'intensité et la fréquence des coups de vent lors des dernières décennies (Kunz et al. 2009), avec une augmentation globale de leur intensité depuis les années 1990 dans les forêts européennes (Gregow et al. 2017). L'intensité et la fréquence des tempêtes sont également prédits en augmentation par un certain nombre de modèles pour les périodes futures, bien que l'incertitude demeure importante (Martinez-Alvarado et al. 2018; Taszarek et al. 2021). Cependant, leur impact est aussi conditionné par la saisonnalité des coups de vent, les caractéristiques des peuplements et des arbres, et l'humidité des sols. Des simulations faites à partir de modèles prédisent un décalage des tempêtes plus importantes de l'hiver vers automne dans le contexte du climat futur (Baatsen et al. 2015) pouvant occasionner des dégâts plus importants si le feuillage des arbres est présent.

24) Des conséquences déjà observées sur la ressource forestière

Les études s'accumulent pour démontrer les impacts déjà visibles du changement climatique sur la dynamique forestière, et les conséquences sur les nombreux services écosystémiques rendus par la forêt.

241) Voit on arriver la fin des gains de productivité ?

Les augmentations de productivité des écosystèmes observées dans le passé ont tendance à ralentir voire s'inverser, principalement dans les climats chauds et secs. En effet, les effets bénéfiques de l'allongement de la durée de végétation, des dépôts azotés, et de l'augmentation des niveaux de CO₂ peuvent être neutralisés par l'augmentation du stress hydrique. Ainsi, des baisses récentes de croissance sont observées sur un certain nombre d'espèces de milieux tempérées (Charru et al. 2017; Ols et al. 2020) (Figure 15). Par exemple, Del Castillo et al (2022) montre un déclin de la croissance du hêtre à l'échelle de l'Europe et allant jusqu'à -20 % en marge sud, seule la marge nord étant épargnée. Il prédit également une

accentuation de ce déclin dans les périodes futures, en accord avec d'autres simulations (Battles et al. 2008). Lors d'un recensement des études portant sur les changements de productivité en contexte de changement climatique, Reyer (2015) montre que les gains de productivité concernent principalement la forêt boréale, tandis que les forêts tempérées et particulièrement méditerranéennes montrent des réponses plus contrastées en fonction du niveau des contraintes environnementales, et particulièrement hydriques (35 % des études concernées par cette recherche montrant des baisses de productivité). Ces résultats concordent avec les analyses de tendance à partir de séries temporelles d'images satellitales qui montrent que le verdissement de la planète observé depuis les années 1980 diminue, particulièrement dans l'hémisphère sud où la tendance semble s'inverser. Ainsi de Jong et al (2012) observe sur la période 1982-2008 que les zones sujettes au brunissement (présentant une baisse d'activité photosynthétique) augmentent de surface alors que les zones dont la tendance est au verdissement diminuent. Pan et al (2018) estime quant à lui que les surfaces de brunissement ont augmenté de 60 % sur la période 1982-2013, avec une accélération depuis 1994, particulièrement dans les basses ou moyennes latitudes, où les tendances au verdissement se sont arrêtées ou inversées (Figure 16). Ces travaux sont cohérents avec les études montrant le fort impact des vagues de chaleur et des sécheresses sur la productivité primaire. Par exemple, Ciais et al (2005) a montré une réduction de la productivité primaire de 30 % en Europe lors d'été 2003, jusqu'alors sans précédent au cours de ce siècle.

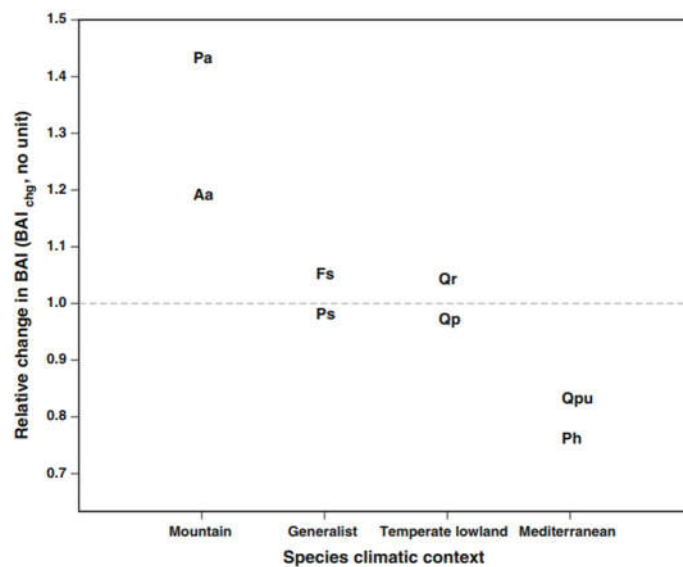


Figure 15 : Changements de surface terrière (BAI) enregistrés sur la période 1980-2007 en fonction du contexte climatique des espèces, à partir de données collectées en France. Pa *Picea abies*, Aa *Abies alba*, Ps *Pinus sylvestris*, Fs *Fagus sylvatica*, Qp *Quercus petraea*, Qr *Quercus robur*, Qpu *Quercus pubescens*, Ph *Pinus halepensis* (Charru et al. 2017).

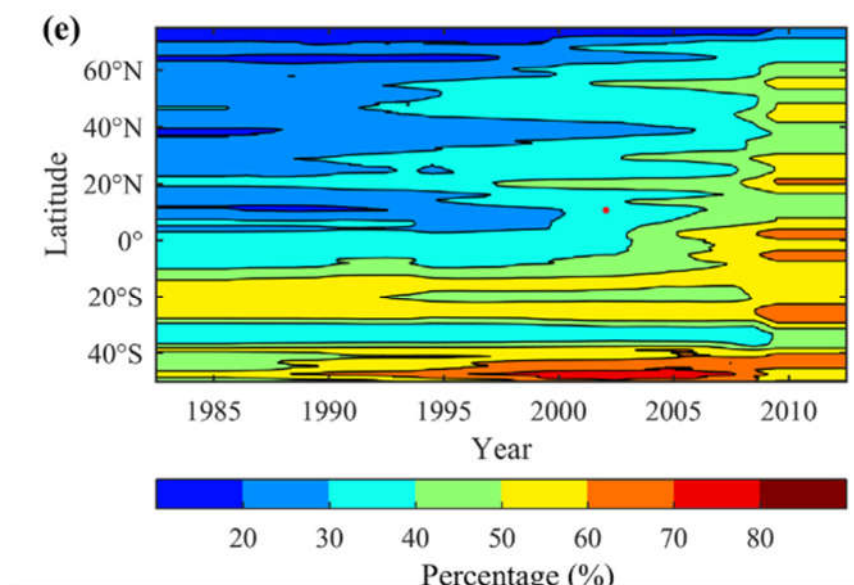


Figure 16 : Evolution de la part de surfaces ayant une dynamique négative en termes d'activité photosynthétique (en %) en fonction de la tranche latitudinale (Pan et al, 2018).

242) Des aires de distribution des espèces qui se décalent pour suivre leur niche écologique

Ces changements de productivité observés à l'échelle de la planète font écho à un grand nombre d'études observant ou simulant un décalage des aires de distribution des espèces vers les zones plus froides et plus humides sous l'effet du changement climatique, c'est-à-dire vers le Nord et en altitude en Europe (Walther 2004). De nombreuses simulations se basent sur le concept de niche écologique qu'Hutchinson (1957) a développé parmi les premiers, en la conceptualisant comme un hypervolume où chaque dimension représente une ressource de l'environnement. Il distingue la niche fondamentale de la niche réalisée. La première prend en compte les conditions nécessaires à la survie de l'espèce. La deuxième est le plus souvent une portion de la première, réduite par la capacité d'occupation de l'espèce du fait des contraintes de compétition et de dispersion (Garnier et Navas 2012). De ce fait, chaque espèce répond à un certain nombre de facteurs écologiques qui peuvent agir directement ou indirectement. Les plus connus sont les facteurs ressources (eau, nutriments, lumière, ...), ou les facteurs directs qui ont une importance physiologique mais qui ne sont pas consommés par la plante (température, pH) (Austin 2005; Guisan et Zimmermann 2000) (Figure 17). La niche écologique de chaque espèce va être définie en fonction de ces ressources, qui seront plus ou moins impactées par les changements, entraînant potentiellement des changements de distribution des zones écologiquement favorables aux espèces.

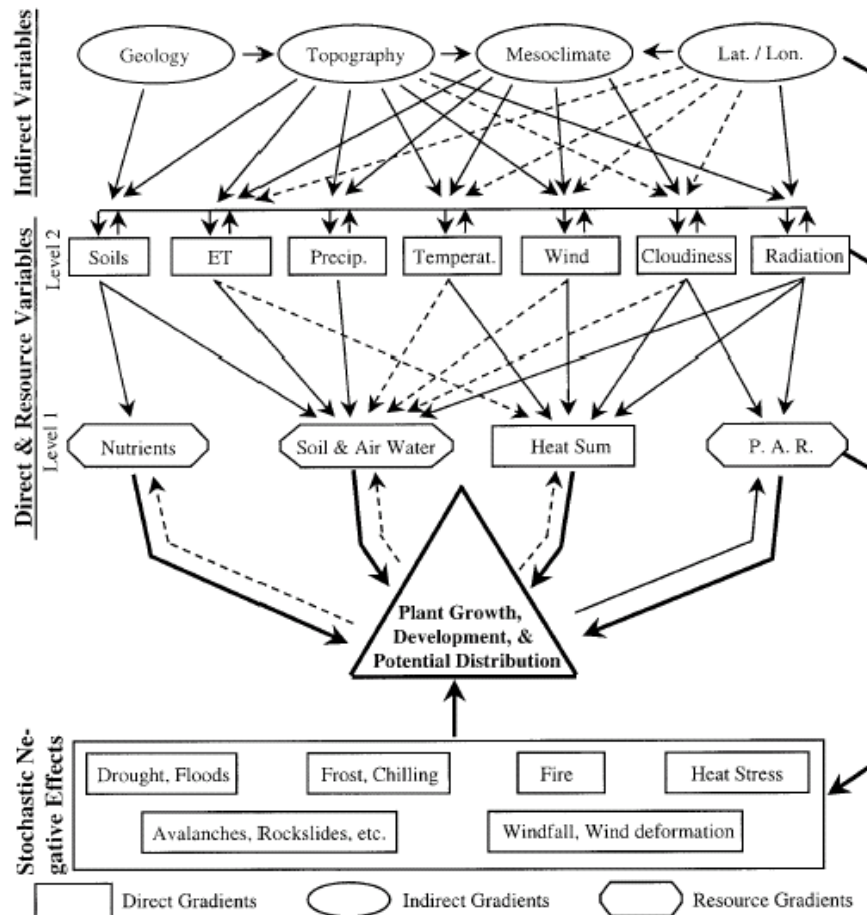


Figure 17 : Classification des principaux facteurs écologiques structurant les aires de distribution des espèces végétales (Guisan et Zimmermann 2000)

Les études concernant les aires de distribution des espèces sont menées principalement à partir d’inventaires de terrain, de modèles empiriques ou basés sur les processus (les « SDMs » : Species Distribution Models). Les modèles empiriques se basent sur des corrélations entre la distribution observée de l’espèce et les facteurs du milieu, tandis que les modèles basés sur les processus utilisent des mécanismes connus qui contrôlent la dynamique de l’espèce (photosynthèse, respiration, et transpiration par exemple). Des modèles hybrides combinant les deux approches existent également (Elith et Leathwick 2009; Morin et Lechowicz 2008). La prise en compte des facteurs climatiques dans ces outils permet de déterminer les zones écologiquement favorables aux espèces pour différentes périodes de temps, passées, présentes, ou futures (Thuiller et al. 2006), en se basant pour ces dernières sur les simulations climatiques centralisées par l’IPCC (Taylor et al. 2012). Les modèles empiriques sont faciles à mettre en œuvre mais sont critiqués car ils supposent que les espèces sont en équilibre avec leur environnement, et ils ne prennent pas en compte les capacités de dispersion ou les interactions biotiques entre espèces (Buisson et al. 2010; Pearson et Dawson 2003). Les modèles basés sur les processus partent du principe que la niche est déterminée par un ensemble de traits adaptatifs (concernant la régénération, la croissance, la survie et la reproduction), qui permettent à l’espèce de survivre dans un environnement (Rosenzweig 1987). Par rapport aux modèles empiriques, ils nécessitent de nombreuses connaissances décrivant le comportement des espèces, mais permettent des simulations dans des conditions climatiques futures plus crédibles, car elles peuvent résulter de combinaisons de température,

précipitations et concentrations de CO₂ qui n'existaient pas auparavant (Williams et al. 2007). Des comparaisons réalisées entre les différents types de modèles montrent des différences à la fois concernant la définition de l'aire de distribution actuelle de l'espèce, mais également concernant son évolution sous des scénarios de climat futur (Cheaib et al. 2012; Gritti et al. 2013; Kramer et al. 2010; Morin et Thuiller 2009).

Malgré ces disparités, ces différentes approches convergent pour indiquer qu'un nombre important d'espèces se retrouvent déjà en partie dans des conditions écologiques qui ne correspondent plus à celles qui définissent leur niche écologique (Lenoir et Svenning 2015). En effet, les aires de distribution favorables aux espèces se décalent globalement vers les hautes latitudes ou altitudes afin qu'elles conservent leur niche climatique (Chen et al. 2011; Elith et Leathwick 2009; Iverson et McKenzie 2013). Ces décalages des zones favorables vont s'intensifier au cours du XXI^e siècle si le climat continue à se modifier, d'importantes zones géographiques pouvant devenir inadaptées pour de nombreuses espèces (Iverson et al. 2017), conduisant à un changement profond de la composition des écosystèmes forestiers (Mauri et al. 2022; Thuiller et al. 2005a) (Figure 18, Hanewinkel et al. 2012).

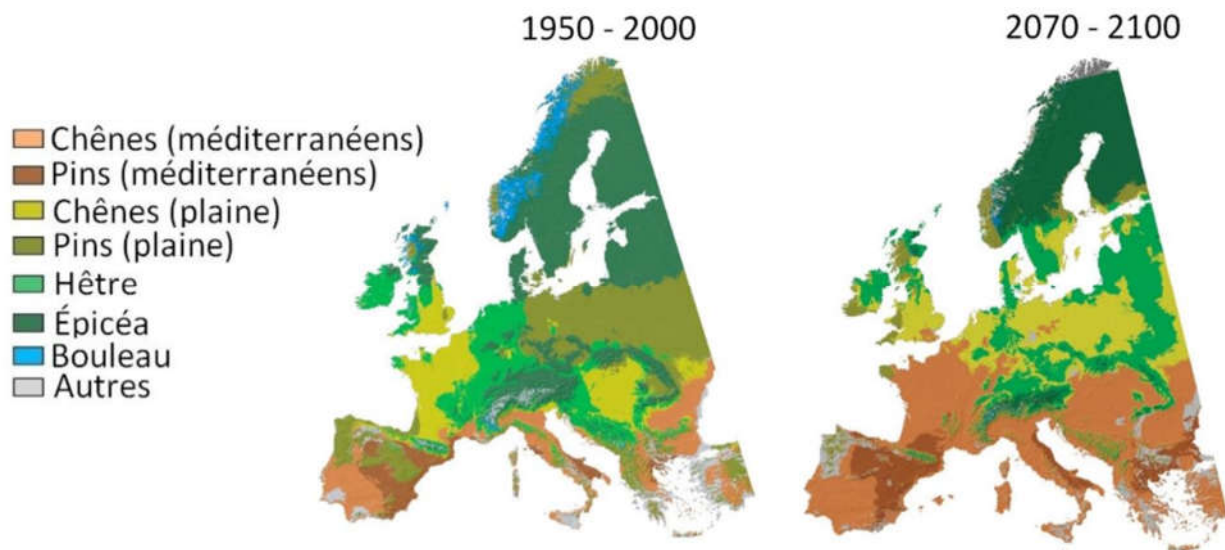


Figure 18 : Aires de distribution potentielle des espèces d'arbres majeures en Europe, pour la période 1950-2000 (gauche) et 207-2100 (droite), selon le scénario A1B modèle CLM/ECHAM5. Adapté de Hanewinkel (2012), in Taccon et al 2019.

Ces simulations sont confirmées par de nombreuses observations de terrain qui montrent des changements de composition d'espèces (Parmesan et Yohe 2003; Pauli et al. 2012), tendant vers une thermophilisation des communautés (Gottfried et al. 2012), principalement en zone de montagne (Bertrand et al. 2011), avec une remontée des espèces en altitude (Crimmins et al. 2011; Lenoir et al. 2008; Penuelas et al. 2007) (Figure 19). Ainsi, on observe pour un même lieu un déclin des espèces de milieux frais et une augmentation des espèces de milieu chaud (Rigling et al. 2013).

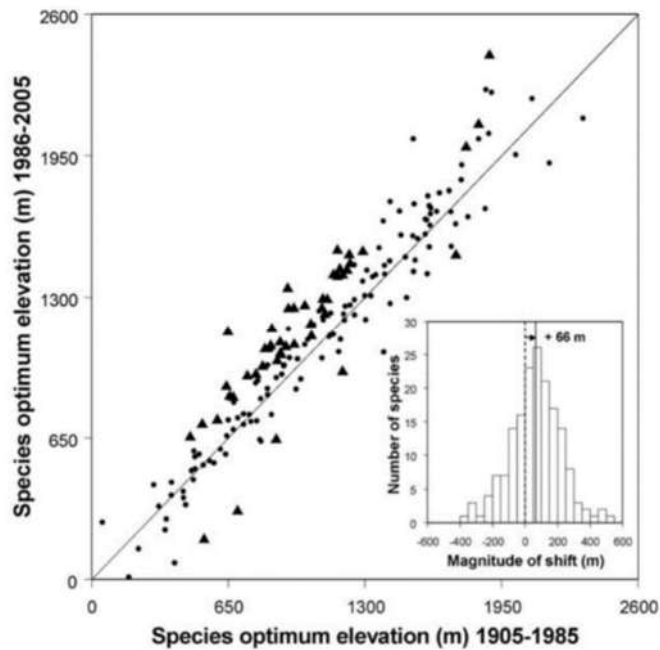


Figure 19 : *Optimum d'altitude des espèces forestières tempérées d'Europe (n= 171) pour les périodes 1905-1985 et 1986-2005 (Lenoir et al. 2008).*

Face au changement climatique, certaines espèces seraient ainsi perdantes et d'autres gagnantes (Dyderski et al. 2018). En l'absence d'adaptation, un décalage des aires de distribution en latitude et en altitude devrait se traduire pour les espèces en conditions climatiques par une colonisation potentielle de la marge froide, et soit de l'absence de régénération, soit de la mortalité, soit les deux, en marge Sud. Le risque pourrait être accru pour les espèces introduites, dont les conditions climatiques des sites d'implantation sont parfois bien différentes des conditions dans leur aire native, cette différence pourrait s'accroître du fait du changement de climat en cours (Meier et al. 2008). Ces observations posent donc de nombreuses questions, incluant la persistance d'une espèce ou d'un pull d'espèces en un lieu donné, l'évolution des habitats en contexte de changement climatique, la conservation de zones d'intérêt patrimonial, ainsi que la disparition de certaines espèces dont l'aire de distribution est réduite ou qui n'ont pas de possibilité de migration (Loarie et al. 2009). La forêt est particulièrement vulnérable à ces changements soudains du fait de la longue durée de vie des arbres (de l'ordre d'une ou de plusieurs centaines d'années) qui limite leur capacité d'adaptation rapide (del Castillo et al. 2022). Les zones de montagne sont également très sensibles du fait des possibilités de migration limitées vers les plus hautes altitudes (Thuiller et al. 2005b). De toute façon, si la migration est un phénomène naturel (Ravazzi 2002), il se déroule très lentement et de nombreuses études soulignent que la vitesse du changement de climat en cours, plus importante que celle déjà enregistrées lors de l'Holocène (Benito-Garzon et al. 2014) ne peut permettre aux espèces forestières de se déplacer aussi rapidement (Axer et al. 2021; Seidl et al. 2017; Solarik et al. 2018).

243) Le changement climatique entraîne une augmentation inquiétante des dépérissements forestiers

Le suivi de l'état de santé des essences permet d'évaluer la résistance et la résilience des espèces au changement de climat en cours. De nombreuses études basées sur des suivis de

placettes ou des données satellitales font état d'une augmentation de la mortalité des arbres dans de nombreuses régions du globe (Hartmann et al. 2018). En Europe, une augmentation des défoliations a été mise en évidence pour de nombreuses essences d'importance majeure (jusqu'à +30 % pour le pin sylvestre, le chêne sessile et le chêne pédonculé, +20 % pour le hêtre et +10 % pour l'épicéa) à partir du suivi du réseau ICP Forests entre 1992 et 2016 (Michel et Seidling 2018). Le réseau systématique suivi par le Département Santé des Forêts (DSF) montre pour la France une augmentation de la mortalité des arbres, particulièrement depuis 5 à 10 ans, pour la plupart des essences, et plus particulièrement les résineux ⁴. La dégradation de l'état de santé des arbres touche ainsi des essences majeures de nos forêts comme le hêtre, les chênes, l'épicéa, le sapin ou le pin sylvestre. Ces résultats confirment ceux d'autres études montrant un doublement des taux de mortalité entre 1984 et 2016 (Senf et al. 2018), particulièrement dans le sud de l'Europe (Carnicer et al. 2011) (Figure 20). Des observations similaires sont réalisées dans d'autres continents et pour différents types de biomes (Peng et al. 2011; Stanke et al. 2021; van Mantgem et al. 2009). Ces augmentations de mortalité ne se limitent pas uniquement à des régions sèches mais concernent aussi des zones plus fraîches ou humides. Les dernières études montrent une récente aggravation de l'état sanitaire des forêts (Buras et al. 2020), avec des perspectives d'évolution défavorables (McDowell et al. 2020).

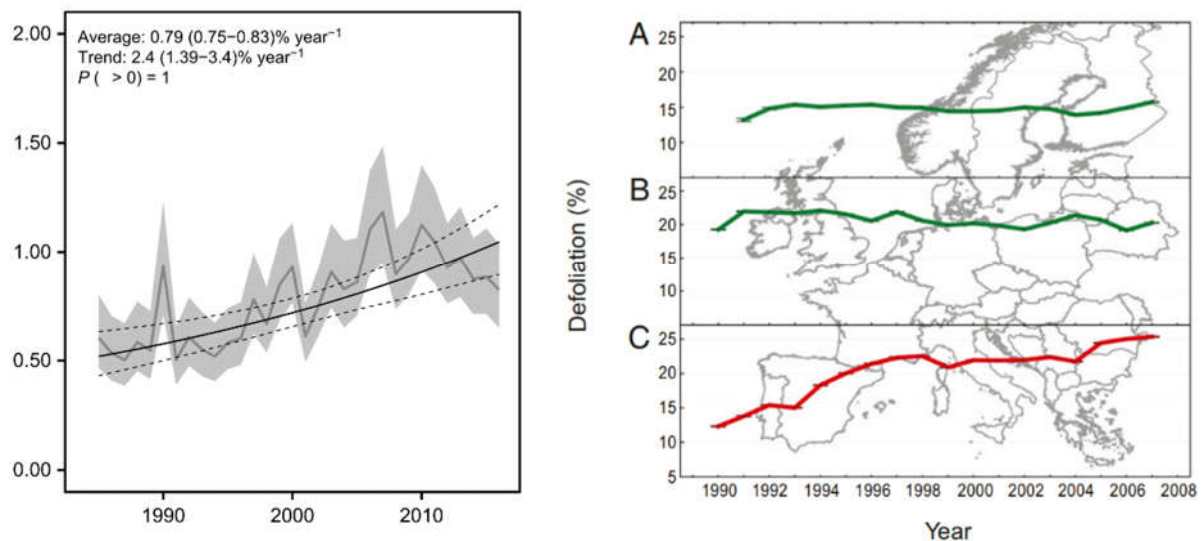


Figure 20 : A gauche : surface forestière subissant une mortalité de la canopée dans les forêts Européennes (Senf et al. 2018), à droite : évolution de la défoliation des houppiers sur la période 1990-2007 (Carnicer et al. 2011).

2431) Les origines multifactorielles des dépérissements mettent elle en cause les effets de l'augmentation des températures et du stress hydrique ?

De nombreuses recherches se sont attachées à identifier les causes de dégradation du couvert forestier. La mort de l'arbre est un phénomène naturel qui survient à différentes étapes de la dynamique forestière, dont les causes sont multifactorielles. C'est un processus progressif impliquant de façon cumulative et interchangeable des facteurs prédisposants, déclencheurs, et aggravants (Sinclair 1965), qui ont été schématisés sous la forme de la spirale du déclin de

⁴ <https://agriculture.gouv.fr/bilans-annuels-en-sante-des-forets>

Manion (Manion 1981) (Figure 21). Les facteurs prédisposants sont souvent liés aux caractéristiques des arbres ou des peuplements, aux conditions de milieu défavorables, à la pollution, réduisant la capacité de l'arbre à résister aux stress. Les facteurs déclencheurs sont souvent dus à des événements extrêmes comme les tempêtes, la neige, les inondations, les sécheresses et les vagues de chaleur (McDowell et al. 2008; Urli et al. 2013), tandis que les facteurs aggravants sont le plus souvent des insectes ou des pathogènes qui peuvent conduire à la mort de l'arbre.

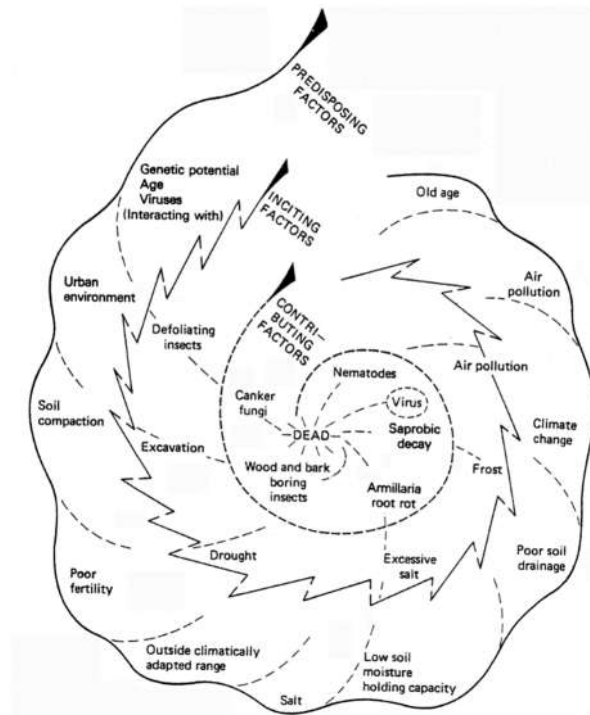


Figure 21 : La spirale du déclin de Manion (Manion 1981)

L'aspect multifactoriel des dépérissements et le cumul des événements menant au déclin de l'arbre rend complexe la dissociation des différentes causes de dépérissement (Cailleret et al. 2017). Leur étude nécessite d'importantes bases de données difficiles à obtenir. La plupart d'entre elles reposent sur des dispositifs de suivi par placettes (permanentes ou non), sur de l'imagerie satellitale, ou de la simulation à partir de modèles (Petit-Cailleux et al. 2021). La littérature scientifique oppose bien souvent les effets des événements climatiques extrêmes, souvent les sécheresses, dont les effets délétères sur la santé des arbres sont largement étudiés (Anderegg et al. 2016; Breda et Badeau 2008; Choat et al. 2018), et la mortalité de fond qui est observée en l'absence de perturbation extrême, et qui définit les tendances à long terme. De nombreux travaux mettent en cause les augmentations de températures, du déficit de précipitations ou du déficit de pression de vapeur d'eau (VPD) dans l'augmentation de ces dépérissements (Peng et al. 2011; Senf et al. 2020; van Mantgem et al. 2009).

Durant les épisodes de sécheresse, il a été démontré que les arbres meurent soit par cavitation hydraulique, lorsque la quantité d'eau transpirée excède la quantité d'eau absorbée, soit par privation de carbone, la fermeture des stomates limitant la mobilisation du CO₂ atmosphérique, soit par un cumul des deux (Cochard et al. 2009; McDowell et al. 2008). Les seuils conduisant à la perte de conductivité hydraulique ont été mesurés et montrent une forte variabilité selon les espèces (Choat et al. 2012). Les températures jouent également un rôle

important en augmentant l'évapotranspiration et ainsi le stress hydrique des peuplements. Cependant, le stress thermique seul peut également affecter le fonctionnement des arbres en réduisant l'activité photosynthétique et ainsi l'assimilation de carbone de l'arbre, ou en détruisant les tissus foliaires (Teskey et al. 2015). Certaines études ont ainsi démontré des augmentations de mortalité en absence de déficit hydrique, et attribuées à une seule augmentation des températures (Luo et Chen 2015).

D'autres études ont mis en évidence que l'augmentation de la mortalité observée provenait d'un accroissement des surfaces terrières et de la compétition entre les arbres, ou de l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des attaques de pathogènes (Thorpe et Daniels 2012; Zhang et al. 2015). Il est difficile de dissocier ces différents effets des évolutions de températures ou de ressource en eau, car ces derniers influencent également la dynamique des peuplements ou le cycle de vie des pathogènes. Certains travaux ont essayé de séparer différents effets, démontrant que même une fois les caractéristiques du peuplement prises en compte, l'augmentation observée de la mortalité était bien liée à l'évolution du stress hydrique (Hember et al. 2017). L'analyse des causes de mortalité peut permettre de mieux comprendre quels sont les facteurs de risque, de cartographier les zones vulnérables (Figure 22), ou de simuler la probabilité de survie de l'essence en fonction de son âge (Maringer et al. 2021).

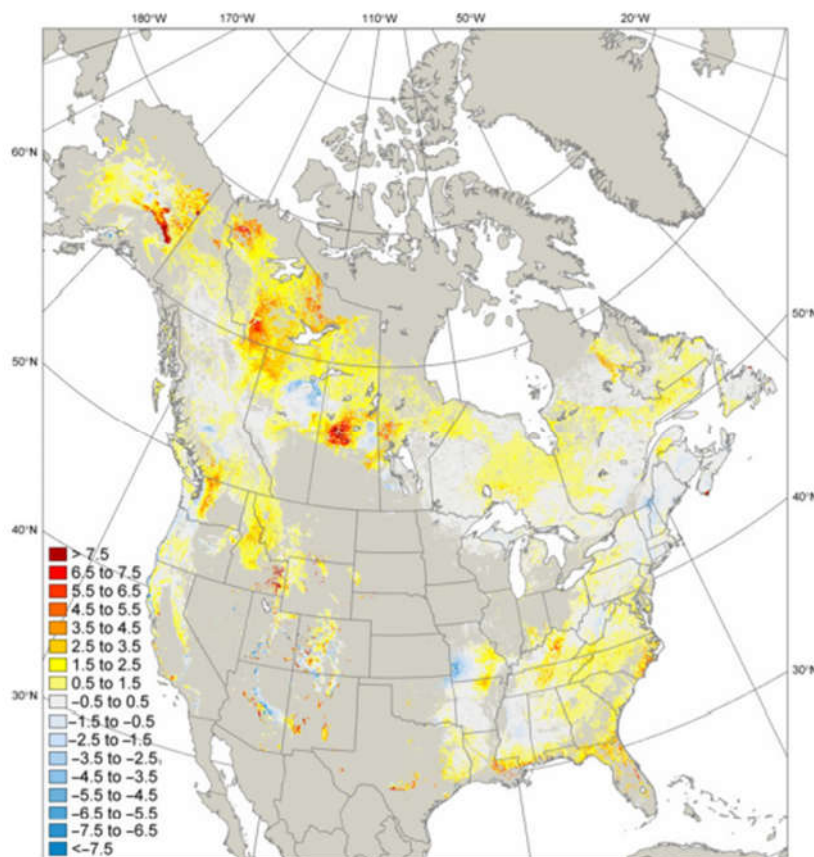


Figure 22 : *Changement de la probabilité de mortalité (%/an) pour la période 1951-2014 pour 64 espèces nord-américaines (Hember et al. 2017). Une couleur jaune ou rouge indique une augmentation de la mortalité en lien avec le stress hydrique.*

2432) De nombreux effets indirects du réchauffement climatique menacent la forêt

Les menaces liées au changement de climat sur la forêt ne se limitent pas à une action directe de l'augmentation des températures et du stress hydrique. L'augmentation des températures agit également sur la fonte glaciaire qui menace les forêts via une remontée du niveau des mers, l'augmentation du risque d'incendies ou de coups de vent, et impacte les populations de pathogènes présents, avec des conséquences multiples sur la santé de nos forêts. Par exemple, la remontée des mers augmente la salinité des eaux et entraîne des dépérissements sur les forêts côtières (Desantis et al. 2007; Doyle et al. 2010; Yu et al. 2019). Un autre aspect important concerne les feux de forêts. L'augmentation des températures et du stress hydrique, la diminution du VPD, la fonte des neiges plus précoce, les modifications de régime des vents et l'augmentation de la durée de la saison de végétation interagissent et contribuent à l'augmentation de la fréquence et à l'intensité des feux de forêts (Figure 23), qui surviennent sur une gamme de périodes de plus en plus importante (USGCRP 2018).

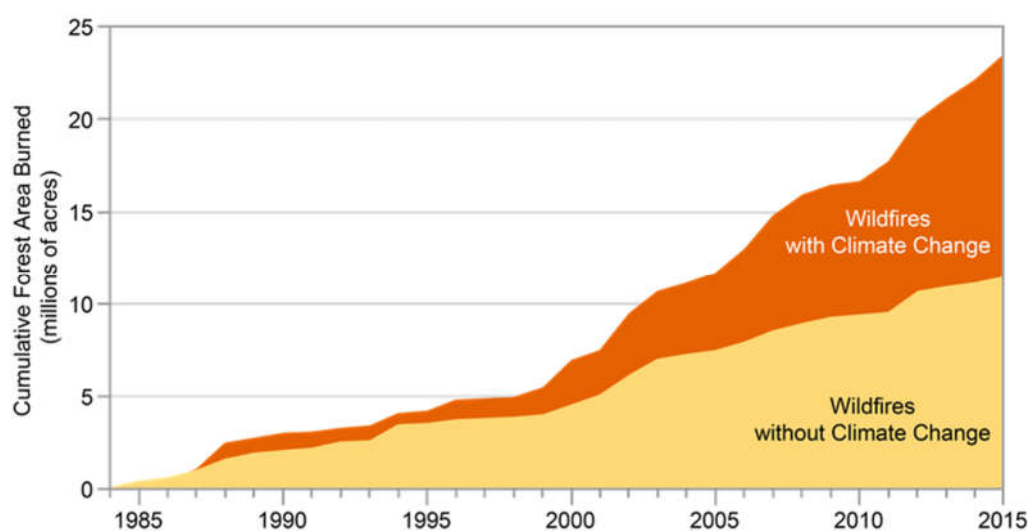


Figure 23 : Impact du changement climatique sur la surface cumulée des forêts brûlées par des feux de forêt entre 1984 et 2015 dans l'ouest des Etats Unis (USGCRP 2018)

L'impact des feux de forêts n'est cependant pas homogène dans l'espace. Si d'importants feux de forêts ont concerné la région méditerranéenne (0,5 millions d'ha ont, par exemple, été brûlés en 2010 sur les 215 millions d'ha de forêts européennes), il n'a pas été observé jusqu'à une période récente d'augmentation notable de surface brûlée à l'échelle de l'Europe (de Rigo et al. 2017). La différence de dynamique observée entre l'Europe et d'autres continents moins anthropisés (Amérique du Nord, Australie, ...) provient probablement de l'importance et de la rapidité des moyens d'intervention mis en œuvre dans ces régions très peuplées. En France, Forzieri et al (2021) montre cependant une augmentation globale de la vulnérabilité sur l'ensemble du pays entre 1979 et 2018, probablement renforcée par les feux de forêt historiques observés en 2022 (la surface brûlée y a été 8 fois plus importante que la moyenne des surfaces brûlées depuis 15 ans (Vallet 2022)). Un certain nombre d'études a cherché à identifier l'effet du changement climatique dans ces tendances. Abatzoglou et Williams (2016) estiment, par exemple, que la surface de forêt brûlée a doublé entre 1979 et 2015 du fait du changement climatique dans l'Ouest des Etats-Unis d'Amérique. Les

simulations faites à l'aide des modèles et scénarios de l'IPCC prédisent une augmentation du risque au cours du XXI^e siècle, particulièrement dans le bassin Méditerranéen, déjà très vulnérable, mais également dans le reste de l'Europe. Ces conditions d'aridité risquent également de s'étendre vers de plus hautes latitudes, y compris dans des zones aujourd'hui peu habituées à gérer le risque d'incendie (de Rigo et al. 2017), des feux de forêts commençant déjà à être observés par exemple en Bretagne ou dans les Vosges.

Un autre risque important est lié aux modifications du régime des tempêtes, défini par leur intensité, répétitivité, et saisonnalité. Malgré les difficultés à collecter des données fiables, Schelhaas et al (2003) montrent une augmentation des dégâts dus au vent dans les forêts européennes entre 1850 et 2000, qui n'est pas confirmée dans l'étude de Forzieri et al (2021) pour la période 1979-2017. D'autres études prédisent une augmentation de ces perturbations pour les années futures. Seidl et al (2014a) évaluent par exemple une augmentation des dommages dus au vent de 230 % dans les forêts européennes entre 1971-1980 et 2021-2030. En complément des dégâts qui peuvent être directement causés par les feux de forêt ou les tempêtes, ces perturbations jouent un rôle dans la dissémination des pathogènes qui accentuent souvent les dégâts initialement occasionnés. La distribution des populations de pathogènes est également elle-même influencée par le changement climatique, qui favorise, par exemple, la reproduction de certaines espèces du fait de l'allongement de la saison chaude (Baier et al. 2007; Bentz et Jönsson 2015). Par exemple, l'Ips typographe, qui est un des plus importants pathogènes présent en Europe et qui s'attaque aux épicéas, voit un nombre de génération de larves accru d'un tiers environ du fait des températures plus élevées (Marini et al. 2017). Ainsi, des attaques parmi les plus importantes jamais observées ont eu lieu ces dernières années (Lausch et al. 2013; Lundquist 2019).

Dans un contexte où le régime des perturbations s'intensifie (Seidl et al. 2014a), Senf et Seidl (2021) ont identifié que 17 % des surfaces forestières européennes avaient subi des perturbations entre 1986 et 2016. Certaines études se sont attachées à différencier les impacts selon le type de perturbation. Forzieri et al (2021) estime, par exemple, que sur la période 1979-2018, 58 % de la forêt européenne avait subi une perte de biomasse, dont il attribue 40 % aux vents, 34 % aux feux de forêts, et 26 % aux attaques de pathogènes, ces dernières étant en nette augmentation sur l'ensemble de l'Europe depuis les années 2000 (Figure 24). Ces résultats, bien que probablement emprunts d'un certain nombre d'incertitudes, montrent qu'aucune forêt d'Europe n'est à l'abri de l'une ou l'autre de ces perturbations, voire d'un cumul de plusieurs d'entre elles. Dans l'étude de Forzieri et al (2021), les forêts des climats froids d'Europe du Nord ou de Russie apparaissent comme particulièrement vulnérables, tout comme celles des Alpes ou de la péninsule ibérique (Figure 25).

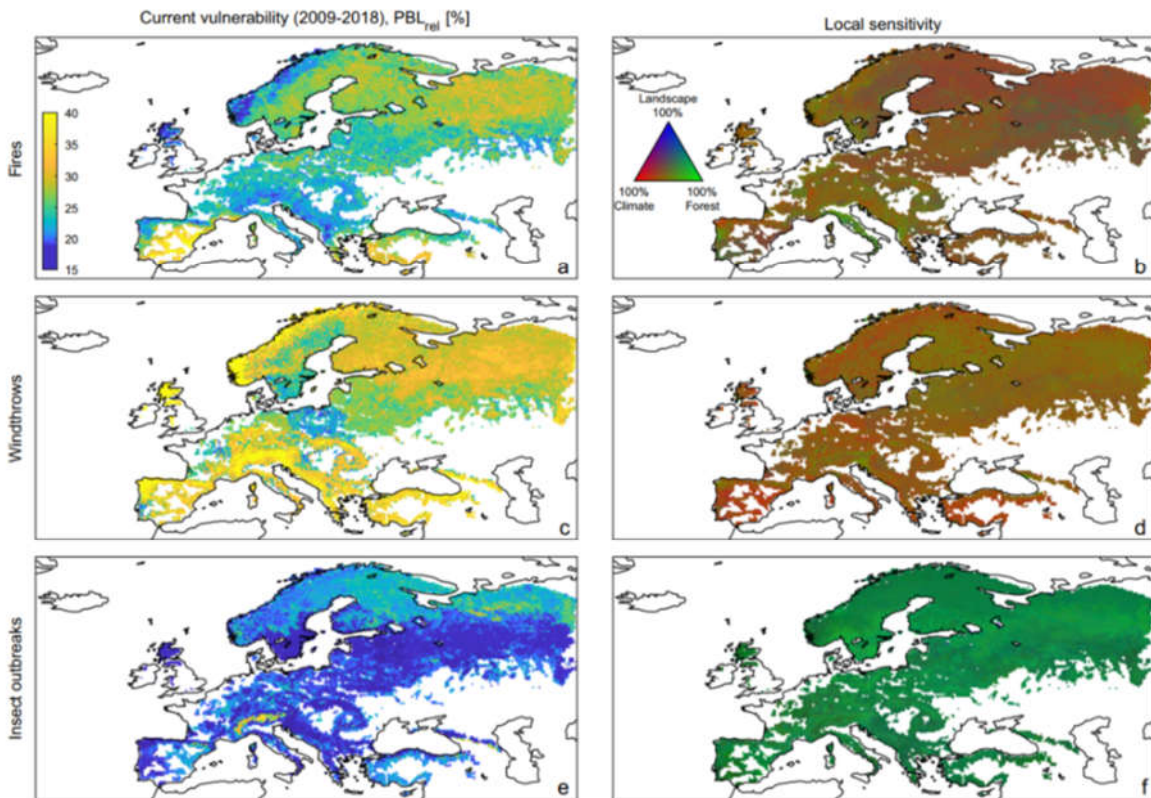


Figure 24 : Carte de la vulnérabilité des forêts Européennes aux incendies, tempêtes, et pathogènes (colonne de gauche) et contribution des forêts, du climat, et des caractéristiques du paysage à cette vulnérabilité (colonne de droite), pour la période 2009-2018 (Forzieri et al. 2021).

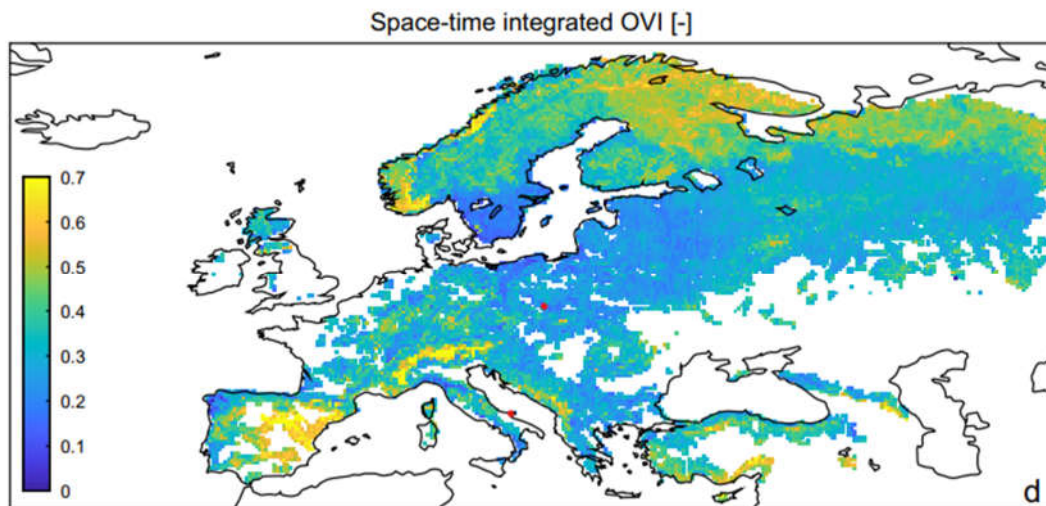


Figure 25 : Vulnérabilité globale des forêts Européennes aux perturbations multiples pour la période 2009-2018 (Forzieri et al. 2021).

25) La dégradation du couvert forestier impacte les stratégies d'atténuation et d'adaptation face au changement climatique

251) Surestime t'on la capacité de stockage en carbone des forêts ?

Alors que les émissions de gaz à effet de serre (GES) continuent d'augmenter à l'échelle de la planète, tirées par le continent asiatique et la Chine (Figure 26), la forêt est souvent présentée comme un moyen de compenser une partie des GES émis, notamment à travers de nouvelles plantations. L'idée d'une expansion des forêts afin d'atténuer les effets du changement climatique a connu un essor suite aux accords de Paris sur le climat en 2015, 25% de la réduction des émissions de GES étant censé provenir des changements d'usage des sols, et principalement de l'augmentation de la surface forestière, pour maintenir le réchauffement sous 2°C avant 2030 (Griscom et al. 2017). Cependant, de nombreuses incertitudes demeurent quant à l'évolution de la dynamique forestière (Popkin 2019). La concurrence avec l'agriculture ou l'urbanisation constitue en effet un frein à l'expansion des surfaces forestières. De plus, la capacité de l'homme à optimiser la gestion forestière dans le but de stocker plus de carbone est sujet à caution. Par exemple, Luyssaert et al (2018) ont évalué un panel de scénarios d'aménagement en Europe, concluant qu'aucun d'entre eux n'avait un impact important sur le climat, les effets liés au stockage de carbone étant éliminés par la diminution de l'albédo et les impacts occasionnés par les changements au niveau de la couverture nuageuse. Notre capacité à réaliser des plantations qui survivent aux sécheresses accrues peut également être questionnée, de nombreux échecs de plantations ayant été recensés ces dernières années.

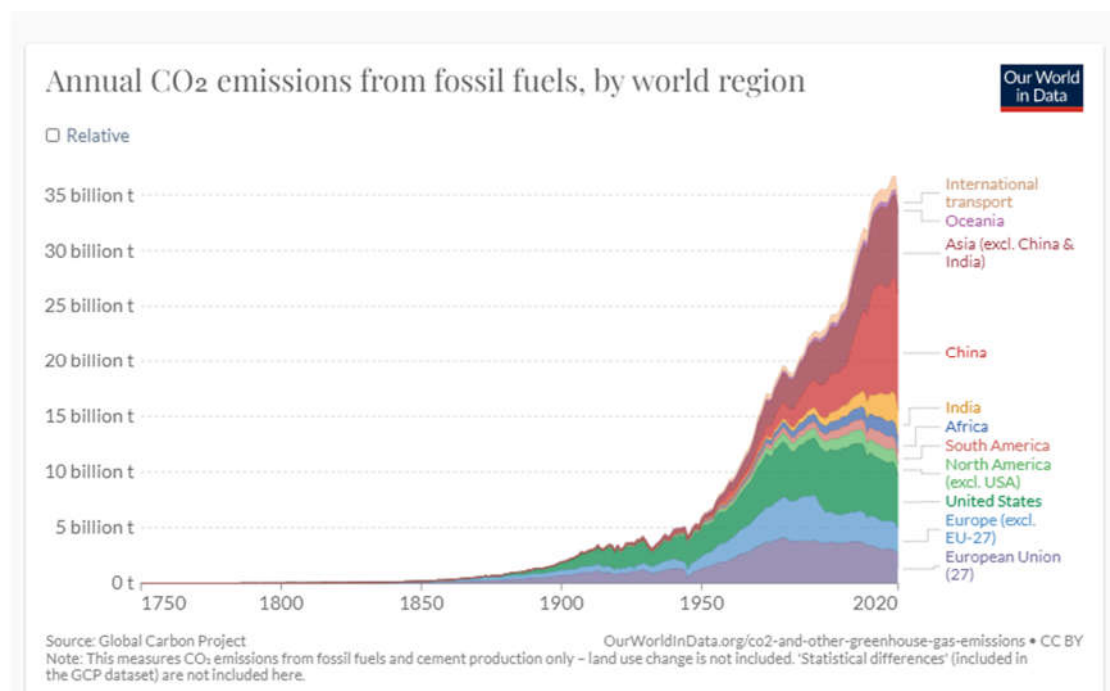


Figure 26 : Evolution par zone géographique des émissions de CO₂ mondiales pour la période 1750-2020 (source : Global Carbon Project)

Comme nous l'avons vu, les effets du changement climatique récent se sont traduits par une réduction des gains de productivité des écosystèmes, voire des baisses de productivité, et une augmentation des perturbations (Wang et al. 2021), avec des dépérissements massifs observés en lien avec les sécheresses et les attaques de pathogènes, se combinant localement avec l'extension des feux de forêts et la déforestation. Dans un contexte qui évolue rapidement, l'interprétation de la situation actuelle au regard de travaux portant parfois sur des données collectées parfois 5, 10 ou 15 ans auparavant doit être considéré avec précaution. Ces symptômes de déclin pourraient compromettre les efforts en vue d'augmenter le puits de carbone forestier dans le cadre des accords de Paris (Le Page et al. 2013; Nabuurs et al. 2013; Seidl et al. 2014b). Si la forêt permet de stocker du CO₂ dans la biomasse et le sol, elle est également émettrice d'environ 30 % des émissions de CO₂ depuis l'ère préindustrielle, du fait des changements d'usage du sol et principalement de la déforestation, même si ces émissions sont en déclin en raison de la diminution de la déforestation, et des gains de surface forestière dans certains pays (Perugini et al. 2017). Les différentes simulations pour les périodes futures suggèrent une aggravation de la situation, du fait du déclin de certaines espèces, de la saturation de la productivité des écosystèmes, de l'augmentation de l'impact des incendies, ou de la propagation des pathogènes.

La future capacité des forêts à stocker du CO₂ atmosphérique fait donc actuellement débat et de fortes incertitudes existent du fait d'une mauvaise prise en compte de ces perturbations, pouvant même remettre en cause l'augmentation du puits de carbone forestier (Fady et al. 2021). Certains auteurs considèrent que l'augmentation de la biomasse sur pied aurait ainsi diminué d'un tiers en Amazonie par rapport aux années 1990 (Brienen et al. 2015). D'autres études mettent ainsi en évidence un déclin possible des puits de carbone tropicaux (Hubau et al. 2020; Maia et al. 2020; Rammig et Lapola 2021). Différentes simulations pour les périodes futures étayent l'hypothèse d'une diminution du puits de carbone, principalement dans les zones tropicales (Yu et al. 2022). Plus globalement, Shi et al (2021) prédisent une saturation du puits de carbone terrestre à la fin de ce siècle sous un scénario de RCP 6.0., à l'encontre de la volonté des politiques publiques d'atténuation du réchauffement climatique.

252) Rétroactions du couvert forestier sur le climat

Si nous avons longuement abordé la question de l'impact du changement climatique sur les forêts, attardons-nous un instant sur le rôle majeur que les forêts jouent vis-à-vis du climat, en influençant les cycles biogéochimiques de surface, permettant d'atténuer ou d'aggraver les effets du réchauffement climatique (Figure 27). En effet, les changements d'occupation du sol, comme la transformation, l'apparition, ou la disparition du couvert forestier, peuvent influencer de façon complexe et contradictoire le climat à différentes échelles.

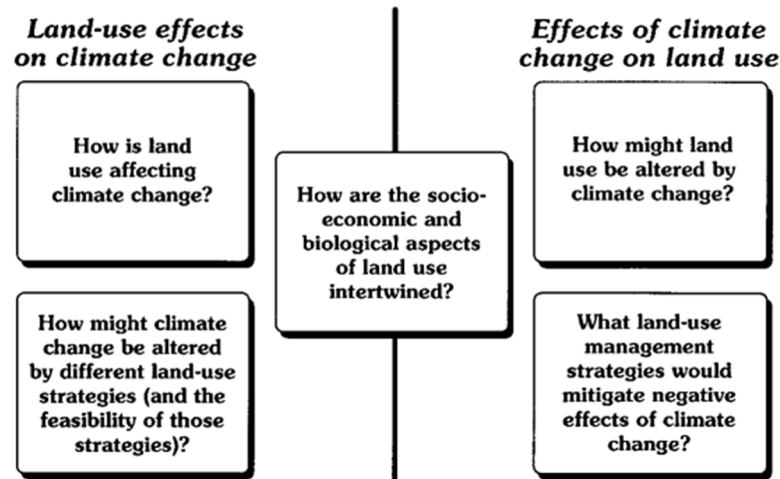


Figure 27 : Relations entre les changements d’usage des sols et le changement climatique (Dale 1997)

A l’échelle locale, la forêt a un impact sur le microclimat qui va dépendre des conditions topographiques, de la densité de la végétation, de la surface foliaire, de la hauteur, de la nature et de la structure du couvert végétal (De Lombaerde et al. 2022). Ceci va affecter la disponibilité en eau, le rayonnement solaire, la température et le vent. La forêt peut d’abord limiter les apports en eau au sol, du fait de l’interception par le couvert végétal. Entre 15 et 40% de la pluie incidente peut ainsi être interceptée, cette proportion étant logiquement plus importante pour les résineux que pour les feuillus (Pflug et al. 2021). Ensuite, la forêt va jouer le rôle de pompe, en transférant l’eau du sol vers l’atmosphère par transpiration. Ainsi, la végétation va se partager la ressource en eau disponible, influençant la productivité de l’écosystème, qui sera pénalisée en cas de pénurie d’eau (Lebourgeois et al. 2010). Dans les zones dont l’alimentation en eau est limitée, la diminution de la surface foliaire permet de limiter la compétition en eau et augmenter la croissance des arbres, aussi bien pour les feuillus que pour les conifères (Bréda et al. 1995; Cabon et al. 2018; Sohn et al. 2016).

L’évapotranspiration des végétaux et la réflexion du rayonnement solaire par la canopée permettent une diminution des températures sous couvert forestier, ainsi qu’une diminution de l’amplitude thermique et des variations d’humidité (De Frenne et al. 2021). Une méta analyse a montré que les températures minimales sont en moyenne 1,1°C plus élevées sous forêt par rapport aux zones ouvertes voisines, 1,7°C plus basses pour les températures moyennes, cette valeur atteignant 4,1°C pour les températures maximales, avec un effet d’autant plus important que les valeurs de température sont extrêmes (De Frenne et al. 2019) (Figure 28). De récentes études se focalisant sur les effets du réchauffement climatique montrent que les températures devraient s’élever de façon plus modérée en forêt dans les décennies futures, suggérant que la forêt puisse jouer un rôle de micro refuge pour certaines espèces (De Lombaerde et al. 2022). Le vent est également un facteur essentiel influençant les échanges de chaleur et de vapeur près de la surface. Son intensité varie fortement en fonction de la hauteur dans le peuplement et de la rugosité du couvert, qui va créer localement des turbulences, une diminution d’un facteur quatre pouvant par exemple observée entre la surface de la canopée et le sol (Clark et al. 2010). D’importantes variations locales peuvent en outre exister du fait de changements de topographie, de sol, ou de couvert végétal, créant localement des microclimats pouvant être très hétérogènes (De Frenne et al. 2021).

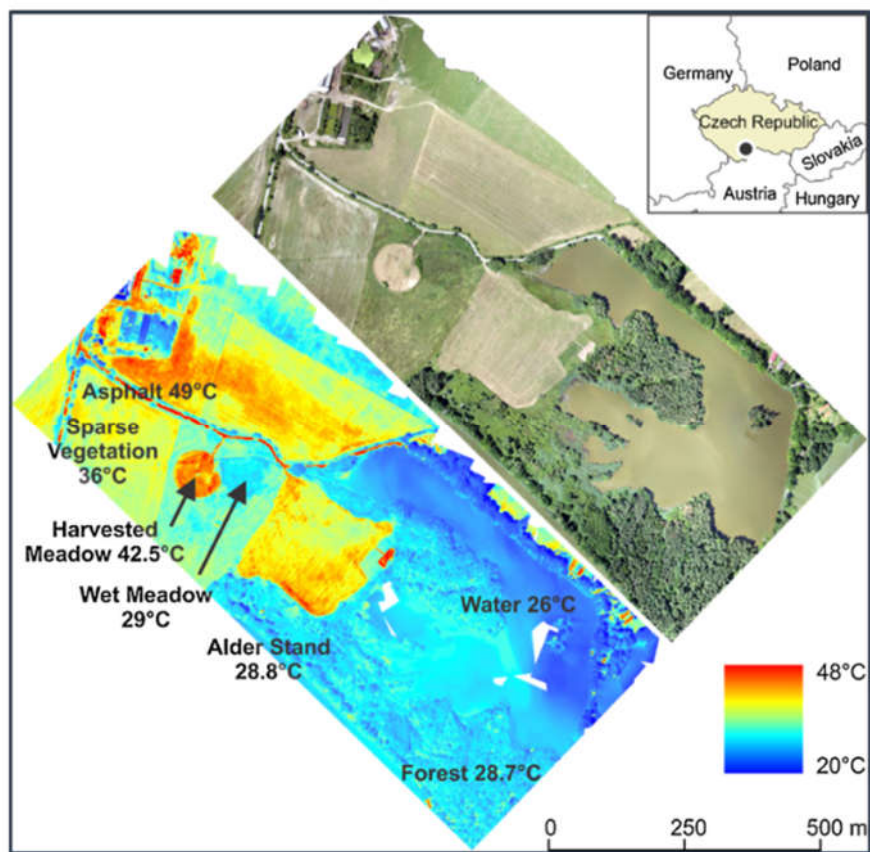


Figure 28 : Températures de surface dans un paysage hétérogène de prairies, cultures, et forêts (Ellison et al. 2017), adaptée de Hesslerova et al (2013).

A plus large échelle, les activités humaines entraînent des changements d'occupation du sol qui modifient les propriétés physiques de la surface terrestre et peuvent avoir un impact important sur le climat. Ces changements concernent principalement l'albédo et les échanges de flux entre la végétation et l'atmosphère. Plus l'albédo est élevé, plus une quantité importante d'énergie est réfléchiée à la surface de la terre, limitant le réchauffement de la planète. Les forêts ont un albédo qui varie généralement entre 0,05 et 0,2, les conifères plus sombres que les feuillus ayant une valeur plus basse. Les sols clairs (sableux, calcaires par exemple) peuvent atteindre des valeurs de 0,4, les sols enneigés ayant les valeurs d'albédo maximales (Pielke et Avissar 1990). Une modification de l'albédo de la surface terrestre peut contribuer soit à un réchauffement ou un refroidissement de la température (Dale 1997). Par exemple, une forêt dense et sombre poussant sur une surface claire (rochers, neige, etc. ...), va réduire la part de rayonnement solaire qui sera réfléchiée, contribuant à augmenter la température de surface (Popkin 2019). On estime que le développement de l'agriculture qui a remplacé la forêt sur une part importante de la planète a eu un effet rafraîchissant lors des siècles précédents (Davin et al. 2007). Cet effet, qui se traduit en termes de forçage radiatif (la différence entre la quantité d'énergie qui arrive et celle qui repart), reste relativement modérée à l'échelle mondiale au regard des émissions de gaz à effets de serre d'origine humaine (Figure 29).

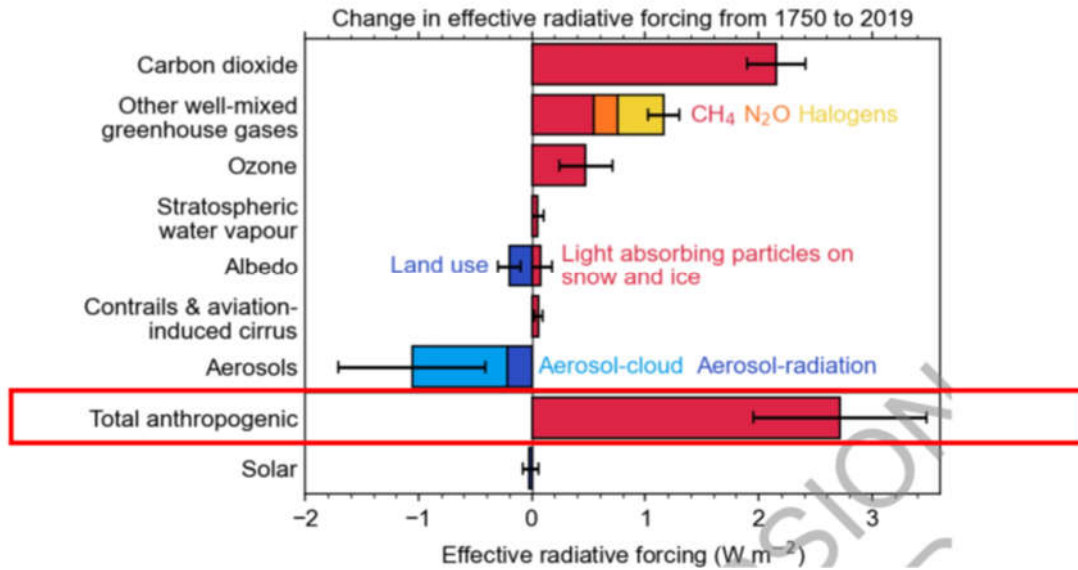


Figure 29 : Evolution des différents forçages radiatifs entre 1750 et 2019 (IPCC 2021).

La forêt joue également un rôle important dans la régulation du cycle de l'eau à des échelles régionales, nationales et continentales (Ellison et al. 2017). La présence de forêt est liée à une plus forte pluviométrie, l'évapotranspiration et la transpiration des arbres contribuant à accentuer l'humidité atmosphérique et la formation de nuages, refroidissant le climat local (Ellison et al. 2017). En moyenne, plus de 40 % de la pluie a pour origine l'évapotranspiration (van der Ent et al. 2010). Il a ainsi été prédit qu'une déforestation à large échelle pourrait réduire de plus de 30 % la pluviométrie dans certaines régions (Lawrence et Vandecar 2015). Cette humidité atmosphérique peut être ensuite déplacée par les vents dominants et des différences régionales de pression. De plus, les forêts d'altitude ont une capacité à intercepter le bouillard et les gouttelettes d'eau, qui peuvent ainsi alimenter localement le cycle de l'eau (Viviroli et Weingartner 2004). Ces aspects bénéfiques sur le cycle de l'eau sont à opposer à un certain nombre d'études réalisées par des hydrologues qui mettent en évidence une perte de débit des cours d'eau du fait de l'interception des pluies par les forêts, et de la transpiration des arbres (Farley et al. 2005). Cette diminution des écoulements est à tempérer par le fait que la présence de forêts permet d'accroître la capacité d'infiltration de l'eau dans les sols. Des études suggèrent que l'impact d'un fort couvert sur les cours d'eau pourrait ainsi être neutre, ces différents effets se compensant (Scott et Prinsloo 2008).

La forêt conduit ainsi à un cumul d'interactions complexes avec le climat, jouant à différentes échelles, aboutissant à une interception plus forte par rapport aux zones déboisées, mais une pluviométrie plus importante, et une régulation de la température et du vent conduisant à une ambiance forestière plus fraîche, influençant également l'albédo et la diffusion des gaz et aérosols. La combinaison de ces différents effets peut ainsi donner lieu à la fois à des réchauffements ou des refroidissements par rapport à des milieux ouverts. Par exemple, si une déforestation augmente l'albédo et ainsi diminue les températures, la baisse du flux de chaleur latente dû à la diminution de l'évaporation peut conduire à un réchauffement et à une baisse des précipitations, pouvant compenser les effets positifs de l'augmentation de l'albédo (Lawrence et Vandecar 2015; Spracklen et Garcia-Carreras 2015). Il est globalement admis que les forêts tropicales, et dans une moindre mesure, les forêts tempérées diminuent les températures par rapport à un milieu ouvert, alors que les forêts peuvent donner lieu à un climat plus chaud qu'un

milieu ouvert à de plus hautes latitudes, du fait des différences d'albédo (Bonan 2008; Lee et al. 2011). Un consensus scientifique existe pour dire qu'une déforestation à large échelle conduirait à la fois à un refroidissement et à un assèchement du climat (Perugini et al. 2017). Il est donc important, mais particulièrement complexe, d'avoir une vision globale de ces différents effets et de leur dynamique temporelle, incluant toutes les composantes du climat (température, disponibilité et eau, vent, ...) et leurs interactions, afin de pouvoir mettre en place une gestion optimisée de nos forêts permettant à la fois de les adapter au changement de climat actuel, de contribuer au stockage de carbone, et d'agir au mieux pour limiter l'augmentation des températures et la diminution de la ressource en eau.

26) Comment adapter la forêt au changement climatique ?

Le changement climatique d'origine anthropique ajoute de nouvelles sources de perturbations aux forêts, qui se cumulent et interagissent avec les perturbations préexistantes (déforestation, surexploitation, fragmentation, pollution, introduction d'espèces invasives ...). La forêt est un écosystème particulièrement vulnérable du fait de la longue durée de vie des arbres qui ne permet pas une adaptation rapide aux changements en cours (Keenan et al. 2015). La plupart des indicateurs convergent pour démontrer qu'il existe un fort risque de dégradation du couvert forestier sur de larges échelles, du fait des multiples stress évoqués précédemment. Si cette situation était pendant longtemps le résultat de simulations réalisées dans différents laboratoires de recherche, de nombreuses observations de terrain confirment désormais cette dégradation de l'état de nos forêts. Une telle évolution risque d'avoir des conséquences économiques et écologiques majeures, entraînant la dégradation ou la perte de nombreuses fonctions et services, et impactant fortement les stratégies d'atténuation face au réchauffement en cours. Ce déclin survient dans un contexte où notre société fait face à une demande croissante de matériau bois, pour alimenter les filières de bioénergie et de construction. Cette situation illustre les effets délétères sur la forêt de l'augmentation du taux de GES dans l'atmosphère, et souligne l'urgence d'atténuer les émissions dues à l'activité humaine sur le climat. Il est cependant désormais acquis que les mesures d'atténuation ne seront pas suffisantes, du fait de l'ampleur prise par ces changements, de l'inertie de l'impact des GES sur le climat, et de la mise en place de mesures visant à limiter les émissions à l'échelle mondiale. Ainsi, il est urgent d'adapter les peuplements aux nouvelles conditions climatiques afin d'essayer d'en limiter les conséquences au maximum.

261) Peut-on miser sur la capacité adaptative des espèces ?

La vulnérabilité d'une espèce est définie par son exposition au changement de climat (qui varie selon l'intensité des changements), sa sensibilité, c'est-à-dire l'impact que le changement de climat aura sur cette espèce, et sa capacité adaptative, c'est-à-dire sa capacité à s'adapter aux nouvelles conditions (Royer-Tardif et al. 2021). Face aux changements, une espèce peut se déplacer, s'éteindre, ou s'adapter. Nous avons vu précédemment que des migrations étaient en cours, et que les dépérissements forestiers prenaient une forte ampleur. Mais qu'en est-il de l'adaptation ? Dans un contexte où de nombreux auteurs s'accordent pour dire que les espèces ne pourront pas migrer assez rapidement pour suivre naturellement le décalage de leur niche écologique vers les hautes latitudes ou altitudes, l'identification des espèces ou des populations qui peuvent résister localement au changement de climat est un

enjeu majeur pour assister la sélection d'espèces lors de la gestion forestière. Cela est d'autant plus important que la conservation d'une forêt permettant d'assurer ses services écosystémiques passe par le maintien d'une couverture arborée fonctionnelle, un renouvellement complet d'essences conduisant localement à une baisse de biomasse importante pendant un temps long, nécessaire afin d'atteindre un nouveau peuplement adulte, si les conditions le permettent.

Malgré son utilité pour comprendre la réaction des espèces face aux changements environnementaux (Lindner et al. 2010), la capacité adaptative des espèces reste peu connue (Garzon et al. 2019). Elle se définit par différentes composantes : l'adaptation individuelle par plasticité phénotypique (c'est-à-dire en ajustant sa morphologie ou sa physiologie aux nouvelles conditions), la diversité phénotypique de la population de par sa diversité génétique, et les échanges génétiques au sein de la population (qui dépend de la fécondité et de la capacité de dispersion), entre différentes populations, et entre espèces (Royer-Tardif et al. 2021; Valladares et al. 2014). La comparaison entre espèces de ces différentes composantes est complexe, du fait des difficultés de leur caractérisation et de leur importante variabilité (Figure 30). Pourtant, la sélection adaptative permettrait une conservation des individus ayant des traits de vie présentant de bonnes performances vis-à-vis de leur environnement (Valladares et al. 2014).

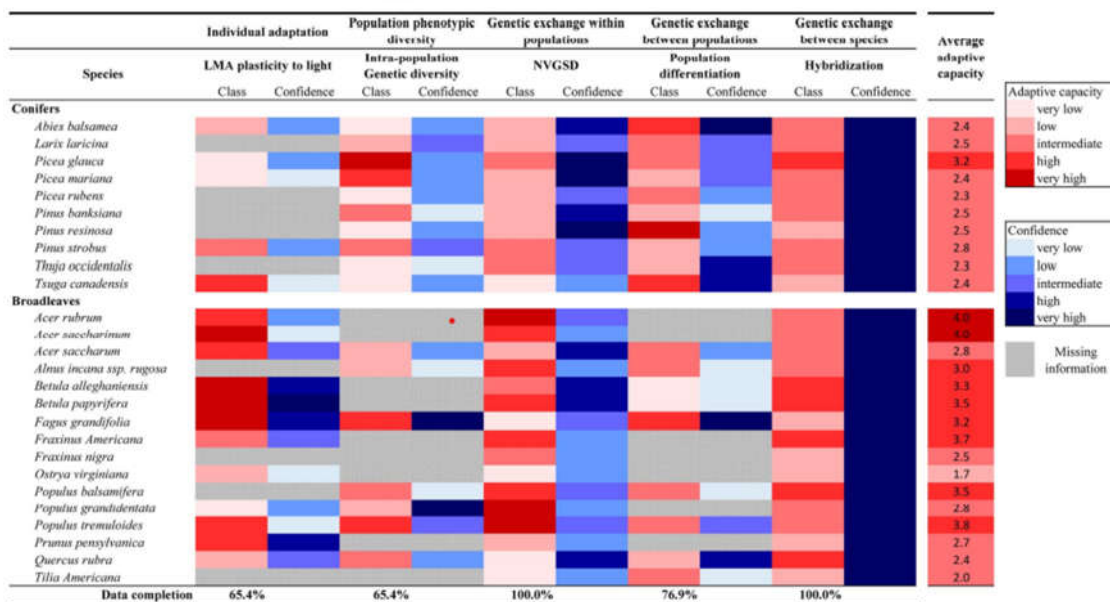


Figure 30 : Comparaison de la capacité adaptative de 26 espèces d'arbres nord-américains, évaluée selon 5 composantes (Royer-Tardif et al. 2021)

Des outils cherchant à mieux comprendre les changements d'aires de distribution des espèces prenant en compte de la capacité adaptative des arbres ont été élaborés par couplage entre les modèles de distribution (SDM) et les traits adaptatifs des espèces caractérisant la plasticité phénotypique et leur capacité d'adaptation locale (Garzon et al. 2019). Cette approche, bien que simulant également des rétractions des aires de distribution des espèces donne des résultats globalement moins pessimistes que les SDM classiques (Figure 31). Ces résultats soulignent la nécessité d'intégrer la notion d'adaptation dans nos approches, mais aussi d'identifier où et quand la vitesse et l'intensité des changements en cours peuvent dépasser la capacité adaptative des arbres, ce qui est constaté à travers la multiplication récente des épisodes de dépérissements intenses.

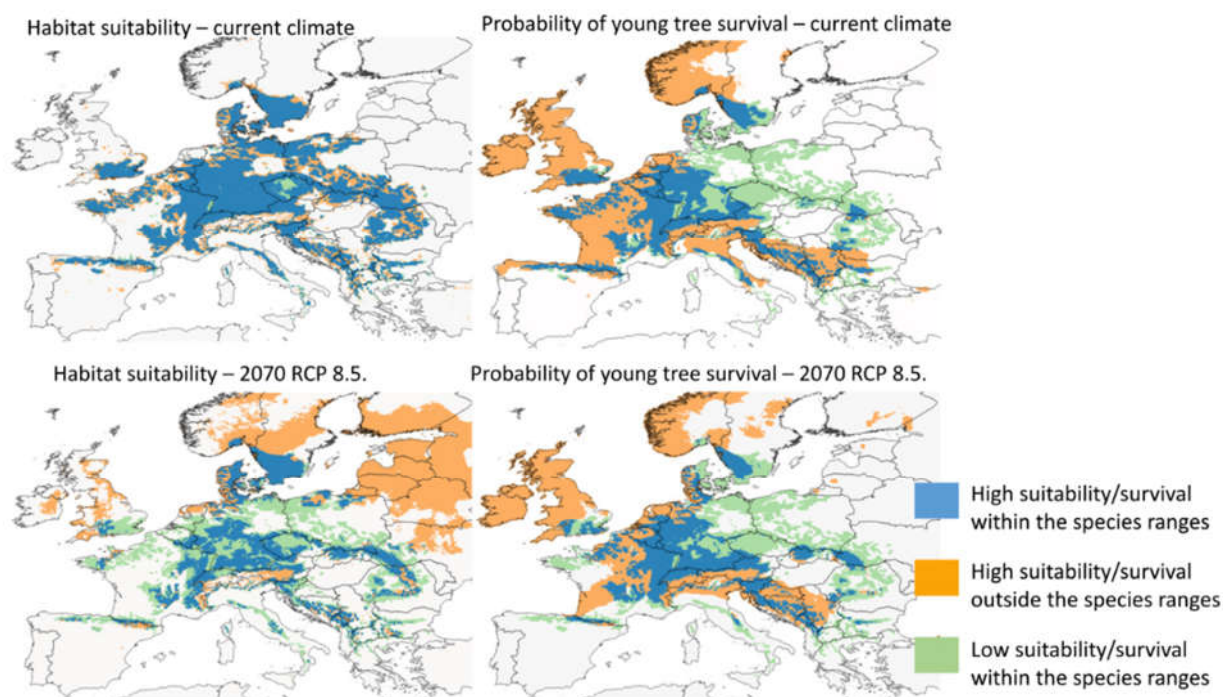


Figure 31 : Distribution potentielle du hêtre vue par un SDM classique (à gauche) et probabilité de survie des jeunes arbres vue par un SDM intégrant les traits de vie (à droite) pour des conditions climatiques actuelles (en haut) et futures (en bas) (Garzon et al. 2019; Valladares et al. 2014)

262) Quel rôle l'homme peut-il jouer pour l'adaptation des forêts ?

Les politiques publiques se sont engagées à mettre en œuvre les solutions nécessaires pour l'adaptation des forêts, comme le stipule le Plan National d'Adaptation au Changement Climatique (PNACC-2) pour la France (MTES 2018), en continuité de l'accord de Paris. Ces solutions concernent le choix d'essences adaptées, l'adaptation des pratiques sylvicoles et de la filière forêt-bois, ainsi que la gestion des feux de forêt. Ce besoin d'adaptation est bien perçu par les acteurs de la gestion forestière qui observent des conséquences concrètes du réchauffement climatique, le déclin de l'état de santé des forêts ayant un fort impact dans la communauté forestière (Amm et al. 2019). Les conditions de gestion ont pendant longtemps été déterminées selon les caractéristiques du milieu et du peuplement local. Les outils disponibles considéraient que le climat était constant et les acteurs planifiaient l'effet de leurs actions sur le long terme. Ils sont maintenant confrontés à un avenir changeant et incertain, qui interroge quant aux choix à mettre en place et place ces acteurs face à un véritable défi (Guariguata et al. 2008). Il est désormais nécessaire de prendre en compte les effets du climat et de son évolution dans la prise de décision, malgré les incertitudes qui lui sont associées, nécessitant une forte remise en cause des acquis et un saut vers l'inconnu pour de nombreux acteurs de la filière. Les

besoins font également peser sur la recherche et le développement une forte attente en termes d'innovation et de réponses opérationnelles (Riou-Nivert 2008).

L'adaptation implique d'évaluer les risques dès maintenant. Il est nécessaire de pouvoir anticiper les changements à venir, en mettant en place des actions visant à limiter au mieux les conséquences négatives des évolutions du climat. En effet, les perturbations des écosystèmes forestiers ne sont pas le fait d'une crise ponctuelle comme cela a pu être le cas par le passé (Becker et al. 1989), mais l'amorce de changements indexés sur les fluctuations climatiques en cours, dont l'IPCC nous indique qu'ils vont s'inscrire dans la durée, et qu'une accentuation des contraintes est attendue à l'échelle des décennies à venir. Cet état de fait nécessite une vision prospective de l'évolution des écosystèmes difficile à établir. Les besoins concernent à la fois la caractérisation des conditions environnementales propices aux essences, l'évaluation du risque, et des mesures à mettre en place pour adapter le peuplement aux nouvelles conditions environnementales, incluant le choix des essences ou provenances à maintenir, favoriser ou à planter, ainsi que les traitements sylvicoles à mettre en place (Case et Lawler 2016; Rogers et al. 2017). Les stratégies possibles en termes de choix des essences concernent à la fois l'augmentation de la variabilité intraspécifique, de la richesse spécifique, incluant la plantation d'essences nouvelles. Afin d'illustrer cette partie, nous allons principalement décrire des outils existant en France, bon nombre d'entre eux ayant été financés ou discutés dans le cadre du réseau mixte technologique AFORCE lancé en 2009, et dont l'objectif est d'œuvrer à l'adaptation des forêts au changement climatique.

L'expertise basée sur les connaissances de terrain est traditionnellement utilisée pour le choix des essences. Ce dernier est souvent basé sur les guides ou les catalogues de stations forestières qui sont apparus dans les années 1970, et qui caractérisent les conditions de milieu à partir de typologies et de relevés de terrain, à l'échelle de petites régions naturelles (Brethes 1989). Aujourd'hui, plus de 300 guides et catalogues existent, couvrant une majorité du territoire national. Cependant, l'hypothèse d'un climat constant dans l'espace et dans le temps au sein de la région naturelle étudiée (excepté en montagne où un effet de l'altitude et de l'exposition pouvait être intégré) rend l'usage de ces documents limité pour anticiper les effets du réchauffement. Une deuxième génération de guides est apparue ces dernières années, préconisant des choix d'essences différenciés en fonction du climat, en intégrant des zonages climatiques au sein de la zone d'étude, ou en intégrant des potentialités pour différentes périodes de temps futur (Gaudin 2008). C'est le cas par exemple du guide des plateaux calcaires du nord est, dont l'évaluation du risque s'est faite à dire d'expert en synthétisant des cartes de probabilité potentielles dans pour les périodes futures, des données autoécologiques, et des informations concernant l'évolution prévue du climat (Figure 32) (Barets 2021). Cette approche conduit à ne plus recommander de nombreuses essences actuellement présentes à l'échéance des prochaines années. Ces outils ont l'avantage d'être relativement facilement utilisables, maîtrisés par une partie des gestionnaires, et de se baser sur des données de terrain, quoique parfois très simplifiées. Leurs principales limites résident dans la difficulté à évaluer la vulnérabilité des essences, les incertitudes concernant l'évolution du climat, le coût important des cartographies de terrain qui n'existent que partiellement, et la non disponibilité de guides ou de catalogues dans certaines zones géographiques. Un nombre important de guides et de catalogues doivent ainsi être adaptés pour mieux intégrer le climat et son évolution.

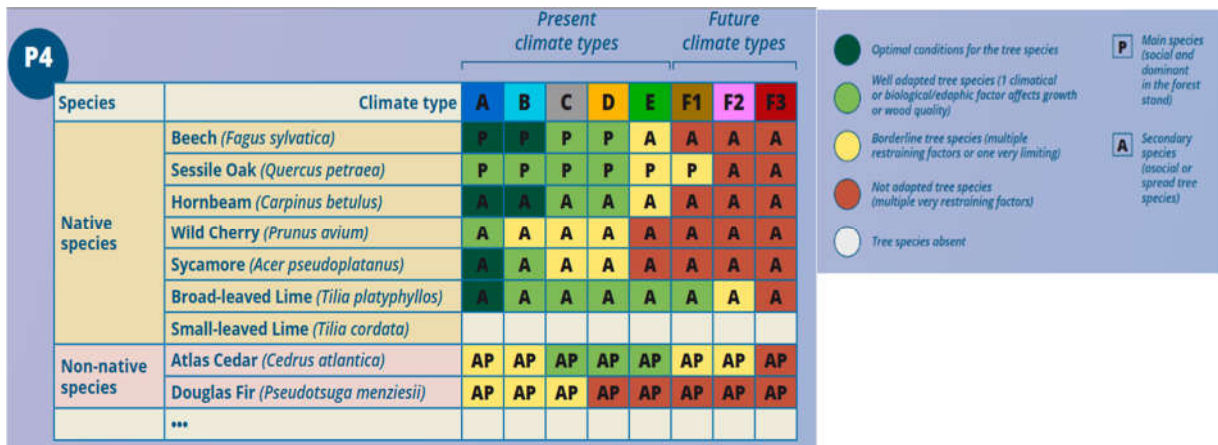


Figure 32 : Exemple de préconisations des essences basé sur le guide des plateaux calcaires du nord-est, ventilées selon un zonage climatique (types A, B, C, et D) élaboré en fonction de la température, de l'évapotranspiration, et de la pluviométrie, et de simulations d'évolution du climat pour différentes périodes de temps (de moyen terme à long terme, types F1, F2, F3 ...) (Barets 2021).

Le choix de nouvelles essences est nécessaire dans le cas où les peuplements en place sont trop vulnérables. Il peut être aidé par des expérimentations, des tests de ressources génétiques de diverses provenances, ou d'essences nouvelles n'existant pas dans la région d'étude. L'objectif est de pouvoir diversifier les forêts ou les peuplements avec des arbres permettant de supporter le climat actuel mais également les conditions futures. Le projet ESPERANCE a permis la mise en place au niveau national de la structure d'un réseau d'expérimentation multipartenaire d'essences nouvelles (Kebli et al. 2022). L'objectif de ce projet était d'identifier les zones à enjeu de production et vulnérables du point de vue climatique, de proposer des listes d'essences potentielles pour y implanter des placettes expérimentales, et de mettre en place des protocoles commun d'expérimentation. Dans ce contexte de migration assistée, il est nécessaire d'obtenir des semences de qualité et en quantité suffisante. Le projet TREC (Transfert Raisoné en Espèces introduites) a eu pour but d'identifier des réseaux d'approvisionnement en semences d'espèces susceptibles de résister au changement de climat, en respect des réglementations existantes. Ces études ont l'avantage de baliser la voie pour pouvoir réaliser des translocations d'espèces, qui serait une solution pertinente pour accélérer les migrations d'espèces au sein de leur niche écologique (Hartmann et al. 2018). Elles permettent un cadre global, évitant une multiplication d'initiatives différentes dont les différences de protocoles pourraient nuire à la comparaison des résultats. Les tests d'espèces sont cependant soumis à des contraintes législatives, et aux difficultés de reprise des plantations qui se multiplient en période de sécheresse. En outre, ces dispositifs nécessitent d'attendre de longues années (la vulnérabilité des essences augmentant avec leur âge ...), avant d'obtenir des résultats exploitables. Actuellement, le principal réseau opérationnel en France est issu des projets RENEssence lancé en 2016 et « îlots d'avenir » de l'ONF.

L'étude de la vulnérabilité des espèces ou des peuplements, ainsi que le choix d'espèces compatibles avec nos climats actuels ou futurs, peut également être assisté par l'usage de modèles. Ils concernent principalement la détermination des zones favorables aux essences pour

les périodes actuelles ou futures, la croissance ou la dynamique forestière, le choix d'itinéraires sylvicoles, ou l'évaluation de la vulnérabilité des arbres ou des peuplements. Différents outils existent pour simuler la dynamique du carbone (Davi et al. 2005; Dufrene et al. 2005), le risque d'embolie (Cochard et al. 2021), le bilan en eau des sols forestiers (Granier et al. 1995), la dynamique forestière (Krinner et al. 2005) ou les impacts d'événements extrêmes sur la productivité des essences (de Coligny et al. 2010). Par exemple, dans le cadre du projet Multirisks, des simulations ont été faites sur la plateforme CAPSIS pour évaluer les impacts potentiels de deux pathogènes sur la productivité des peuplements de pins maritimes (Jactel et Meredieu 2019). Ces outils permettent de simuler l'évolution des forêts, de tester des scénarios, et d'évaluer les conséquences potentielles du changement de climat dans le futur, accumulant ainsi des connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes. Leur usage d'un point de vue opérationnel pour le forestier peut être limité par la disponibilité des données -parfois complexes- nécessaires à les faire fonctionner, les simplifications de certains paramètres ou résultats, l'échelle d'application qui peut ne pas être en adéquation avec les besoins, et les difficultés à manipuler ces outils pour des non spécialistes.

Du fait de ces difficultés, d'autres outils ont été mis au point par les gestionnaires, comme Climessence⁵, élaboré par l'ONF, qui permet d'estimer les limites climatiques des essences sur les marges de leur distribution pour un certain nombre de paramètres climatiques. Cet outil permet ainsi de déterminer leur compatibilité climatique pour des périodes actuelles et futures. Il se couple à des fiches espèce collectées lors du projet Caravane, qui met à disposition une connaissance détaillée des caractéristiques d'espèces autochtones ou exotiques dont l'introduction serait potentiellement possible, et permet ainsi de recommander l'usage de nouvelles essences. D'autres outils basés sur la description de la niche réalisée des espèces utilisent les modèles et les cartes de distribution potentielle, déterminant en un lieu donné la position de l'espèce au sein de sa niche, pour différentes périodes de temps actuelles ou futures (Badeau et al. 2005; Morin et Chuine 2005). De son côté, le CNPF a développé l'outil Bioclimsol qui permet d'évaluer un niveau de risque à partir d'un inventaire de terrain et de cartes de vulnérabilité, utilisables dans le cadre d'un reboisement (choix de nouvelles essences) ou pour déterminer la vulnérabilité d'un peuplement existant (Lemaire 2017). Des travaux semblables sont réalisés dans les pays voisins, visant par exemple à estimer les variations de productivité dans le futur (Ecological Site Classification au Royaume-Uni) (Ray et al. 2004), ou encore les habitats favorables aux espèces pour différentes périodes (Tree Atlas aux USA) (Iverson et Prasad 1998). Ces différents outils permettent de mettre à disposition des gestionnaires des données opérationnelles, utilisables à l'échelle de la gestion sur de vastes territoires. Leurs principales limites résident dans les incertitudes générées par les méthodes et les jeux de données employés pour leur mise en œuvre, qui sont difficiles à évaluer, particulièrement lorsqu'il s'agit de faire des projections pour des périodes futures, et les simplifications, parfois importantes, qui sont réalisées. Par exemple, les effets des peuplements (composition, structure, LAI, ...) ne sont pas pris en compte alors que ces paramètres peuvent fortement moduler le risque. Peu de comparaisons existent entre les différentes simulations, et des différences apparaissent selon les méthodes mises en œuvre (Figure 33), qui s'accroissent à l'échelle locale (Cheaib et al. 2012). L'obtention de résultats divergents en fonction des outils utilisés est en outre une source de complexité difficile à gérer pour le praticien, avec un risque de remise en cause de ces différents outils si leurs différences et les conséquences pratiques que cela implique ne sont pas clairement expliqués.

⁵ <https://climessences.fr/>

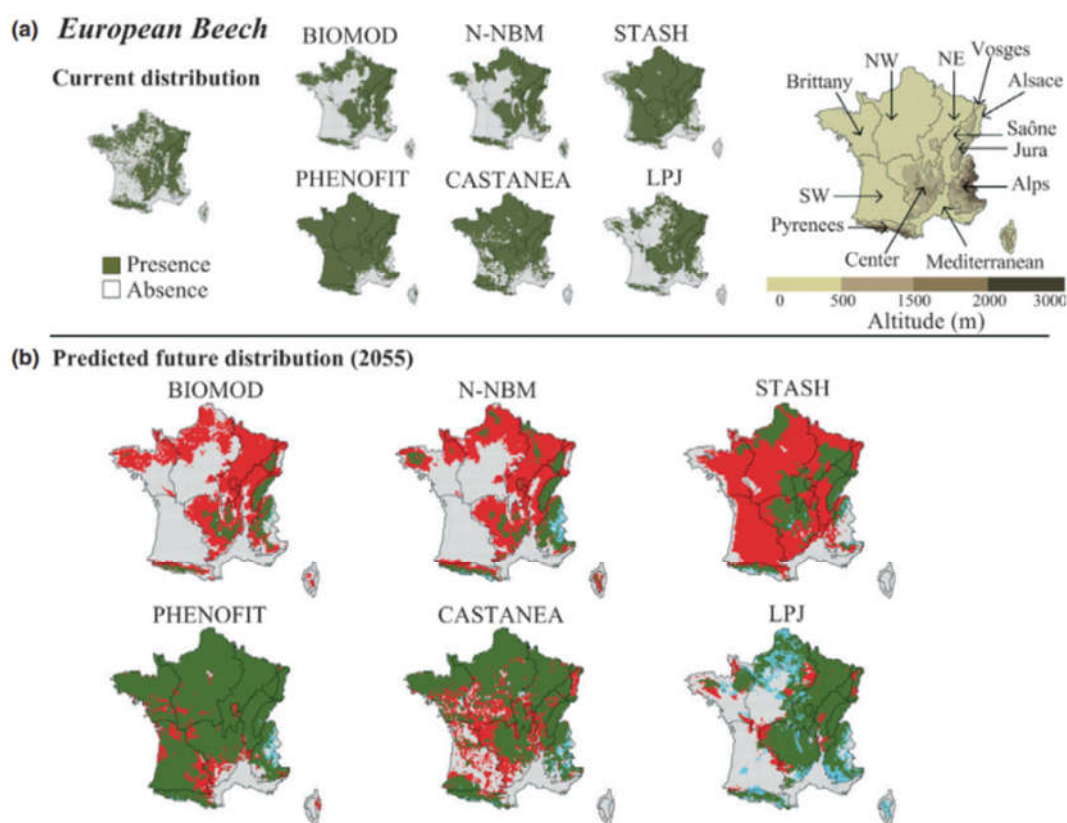


Figure 33 : Modèle de distribution pour la période contemporaine (a) et changements simulés pour le milieu du siècle (rouge = prédit actuellement et mais pas en 2055, bleu : prédit absent actuellement mais présent en 2055, vert = présent aux 2 périodes, blanc = absent aux deux périodes) (Cheaib et al. 2012).

Outre ces nombreux outils élaborés ces dernières années, et qui marquent un véritable progrès dans la compréhension et la prise en compte des effets du changement climatique, les sylviculteurs peuvent également s'appuyer sur le développement des connaissances scientifiques. Elles permettent la mise en place de mesures de gestion appropriées pour augmenter la résistance et la résilience des espèces et des peuplements. Des travaux ont par exemple démontré l'intérêt de diminuer l'âge d'exploitabilité pour réduire les risques. Albrecht et al (2015) a montré que les dégâts liés au vent peuvent être réduits de 50% en adaptant la sylviculture et augmentant les vitesses de rotation. L'optimisation de la ressource hydrique à l'aide de mesures de gestion est également très étudiée. L'intérêt des éclaircies pour limiter les réductions de croissance en période de stress hydrique est clairement documenté, la diminution de la surface foliaire augmentant la disponibilité en eau, en baissant à la fois le niveau d'interception et la transpiration des végétaux (Sohn et al. 2016). Cet effet est plus important pour les feuillus que pour les conifères, mais on note pour ces derniers une accélération de la récupération après le stress et une augmentation de la résilience dans les peuplements éclaircis. Cependant, ces effets varient selon l'intensité de l'éclaircie, l'intervalle avec l'éclaircie précédente, l'aridité du site, et l'âge du peuplement, l'effet bénéfique de la baisse de surface foliaire diminuant avec l'âge du peuplement. La réduction de densité des peuplements est ainsi une mesure préconisée (Trouve et al. 2017), tout comme le mélange, qui permet de diversifier les risques, mais également qui permet des complémentarités et des interactions entre espèces

qui peuvent leur être favorables (Toigo et al. 2015). Par exemple, certains mélanges pourraient permettre aux systèmes racinaires de nature différente de coloniser des surfaces plus importantes et donc de mieux exploiter les ressources en eau du sol. Si ces études aboutissant à des enseignements opérationnels pour les praticiens sont nombreuses, il est parfois difficile de les utiliser du fait de la multiplicité des réponses en fonction des jeux de données et des protocoles utilisés, et de la grande diversité des situations (essences, peuplements, conditions de milieu) qui peuvent limiter la portée des résultats obtenus.

27) Bilan et identification de pistes de recherche

Face aux effets de plus en plus négatifs du changement de climat à travers le monde, la forêt a la particularité d'avoir un rôle crucial à jouer à la fois dans l'atténuation de ces effets et dans l'adaptation des milieux aux nouvelles conditions. Il y a évidemment urgence à agir pour atténuer les émissions de GES afin de limiter le réchauffement. Mais, quoi qu'il en soit, l'intensité des changements nous oblige déjà à adapter nos forêts aux nouvelles conditions environnementales. La prise de conscience de ce besoin est importante au sein des acteurs de la filière forêt-bois. De nombreuses connaissances ont été acquises et des outils d'aide à la décision ont été développés ces dernières années. Cependant, il demeure de nombreuses lacunes. Les enjeux, majeurs, concernent le maintien d'une forêt fonctionnelle au fil du temps, permettant d'assurer l'ensemble de ses services écosystémiques.

Pour cela, il est d'abord nécessaire d'évaluer la capacité de survie des essences ou des peuplements existants. L'impact des événements est le plus souvent constaté à posteriori, avec une faible capacité d'anticipation. Celle-ci est rendue d'autant plus difficile par la grande variabilité des réponses du fait de la diversité des peuplements et des conditions écologiques présentes. Ensuite, il est nécessaire de réaliser des choix judicieux en matière de sylviculture, sans trop tarder du fait du temps long nécessaire à la dynamique forestière, mais sans se précipiter afin que ces choix soient étayés et réfléchis. Ceux-ci devront être réalisés sans avoir toutes les connaissances nécessaires, et de fait assumant une part sûrement assez importante de risque. Nous pouvons citer, à titre d'exemple, le manque de connaissances concernant la capacité de la régénération naturelle poussant actuellement sous des conditions climatiques plus sèches et plus chaudes à s'adapter et à survivre aux stress climatiques. Les choix à faire concernent les essences à favoriser (ou non), à introduire pour remplacer les peuplements inadaptés, ainsi que les méthodes de sylviculture adaptative à mettre en place afin de rendre les peuplements plus résistants et résilients. Une autre difficulté importante concerne la nécessité d'avoir une vision intégrative incluant différentes problématiques : la vulnérabilité aux sécheresses, au vent, aux feux de forêts, la question des changements de l'occupation du sol et des impacts sur l'albédo, les impacts de la forêt sur le climat ou le microclimat local, le risque d'érosion ou d'altération de la ressource en eau, le stockage de carbone, ... Les changements concernant la distribution géographique des forêts productives vont également affecter l'ensemble de la filière forestière qui va devoir s'adapter.

L'évaluation de ces besoins est un important challenge et nécessite des connaissances approfondies concernant le comportement des essences et de leurs exigences écologiques, principalement vis-à-vis du comportement hydrique des sols. En effet, les zones favorables au développement des espèces sont déterminées par un certain nombre de facteurs limitants, la disponibilité d'un élément devant être satisfaite indépendamment de celle des autres pour que l'espèce puisse prospérer (Liebig 1840). Le développement d'approches quantitatives sur de

vastes gradients écologiques semble une approche pertinente pour déterminer ces besoins et en tirer des conclusions valides sur de larges échelles.

La question de l'évaluation des risques et des opportunités est fortement liée à la caractérisation locale des conditions environnementales, et de leurs variations dans le temps. Une évaluation sur de larges emprises nécessite également la connaissance de leurs variations spatiales. Traditionnellement, des variables simplifiées sont utilisées par les forestiers pour caractériser localement un certain nombre de facteurs environnementaux, comme l'utilisation de l'humus ou de plantes indicatrices pour déterminer les capacités nutritionnelles des sols, ou la profondeur de prospection à la tarière, la texture, pour estimer l'eau disponible dans le sol. L'acquisition de ces données nécessite de lourdes campagnes de terrain et la pertinence de certaines de ces variables au regard du facteur qu'ils représentent peut-être limitée. Par exemple, la profondeur de sol souvent estimée sur quelques dizaines de cm et peut être fortement décorrélée de la quantité d'eau disponible pour les plantes, qui sera sous-estimée si la profondeur d'enracinement est forte, et sur estimée si la pluviométrie est faible et ne peut remplir le réservoir. Enfin, certaines données ne peuvent être acquises sur le terrain, c'est le cas par exemple des variables climatiques qui nécessitent du matériel pendant des durées longues.

En lien avec le développement des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) et des techniques de spatialisation, de nombreuses cartes numériques permettant la mise à disposition de données environnementales sur de larges emprises ont été calculées ces dernières décennies (Ballabio et al. 2016; Hempel et al. 2014; Hengl et al. 2017; Vidal et al. 2010), dans le cadre de disciplines en plein essor comme le « Digital soil mapping » (DSM) pour ce qui concerne les sciences du sol (Grunwald et al. 2011; McBratney et al. 2003; Scull et al. 2003). En général, les cartes disponibles sur de larges emprises géographiques sont calculées à large résolution spatiale, et leur capacité à caractériser localement le phénomène étudié avec exactitude est supposé plus faible. En corollaire, les cartes numériques à fine résolution spatiale sont le plus souvent calculées à des échelles locales à l'aide d'important jeux de données de terrain (Arrouays et al. 2014; Vaysse et al. 2014). Pour ce qui concerne les données climatiques, les modèles représentant finement les variations temporelles sont en général à large résolution spatiale (Durand et al. 1993), et les modèles à plus fine résolution spatiale fournissent des données moyennées sur de longues périodes (Benichou et Le Breton 1987). De plus, les spécificités liées aux forêts, que ce soit pour les variables caractérisant le sol ou le climat, ne sont pas toujours correctement prises en compte dans ces calculs. En effet, les données sont le plus souvent collectées en milieu ouvert, dont les caractéristiques peuvent fortement diverger des milieux forestiers. Il existe donc un besoin de caractérisation des variations spatiales et temporelles des propriétés du sol et du climat spécifiques aux milieux forestiers, sur de vastes emprises, avec un maximum de précision et d'exactitude.

L'identification des essences adaptées aux climats futurs nécessite de bonnes connaissances concernant les conditions environnementales adaptées à leur développement. En France, ces connaissances étaient pour la plupart issues des études des relations station-production des peuplements existants, qui se sont développées à partir des années 1970 (Becker et Le Goff 1988; Garbaye et al. 1970). Elles cherchaient à relier le plus souvent la hauteur de la strate dominante à un âge donné avec les caractéristiques de la station (topographie, fertilité, alimentation en eau, ...). Combinées à des observations d'études d'origine variées et de connaissances empiriques, ces données ont été synthétisées au fil du temps dans des flores, comme la Flore Forestière Française (Rameau et al. 1989; Rameau et al. 1993; Rameau et al. 2008). Ces connaissances ont été enrichies par l'étude de différents traits de vie des espèces décrivant la physiologie des espèces (flux hydriques ou carbonés), leur phénologie (surfaces

foliaires, saison de végétation, fructification, ...), ou leur distribution (reproduction, dispersion, mortalité, ...).

Ces données ont été collectées par des approches variées (études écophysiologicals, dendrochronologie, mesure de traits fonctionnels, analyse quantitative de grosses bases de données, télédétection, expertise, ...). Les fonctions de réponse élaborées permettent de déterminer les conditions optimales des espèces ainsi que les seuils de vulnérabilité au regard des facteurs étudiés. Cependant, du fait de la diversité des approches, des différences d'échelles spatiales et temporelles, des variations de conditions environnementales et de méthodes mises en œuvre, les facteurs limitant des différentes espèces ne sont que partiellement connus. Par exemple, le comportement des essences vis-à-vis des différentes propriétés du sol est difficile à étudier, du fait du manque de données concernant de vastes gradients. Il est également difficile de dissocier les effets de certains facteurs confondants, comme la disponibilité en eau de l'hydromorphie, ou de facteurs climatiques fortement liés à des propriétés du sol (par exemple les caractéristiques à la fois calcicoles et thermophiles d'un habitat). De plus, le comportement des espèces est souvent étudié à climat constant, ce qui limite la compréhension de l'impact des changements en cours, qui sont caractérisés par des successions d'évènements extrêmes dont l'intensité, la durée et la fréquence influencent probablement la résistance et la résilience des différentes espèces (Dittmar et al. 2003). Enfin, la réponse d'une espèce va être modulée selon sa plasticité, et influencée par les autres composantes de l'écosystème. Par exemple, Lenoir et al (2010) ont mis en évidence que l'aire de distribution de certaines espèces de décalait vers de plus basses altitudes, probablement du fait de la diminution de la compétition dans ces zones du fait des remontées de certains taxons vers de plus hautes altitudes du fait du réchauffement du climat. La prise en compte de ces interactions est nécessaire pour une bonne compréhension des impacts du changement climatique.

Le développement des grosses bases de données, et de nouveaux outils mêlant cartographie numérique, Systèmes d'Informations Géographiques, analyse de données, statistique ou télédétection ont ouvert de nouveaux horizons pour répondre à ces questions et mettre en place des approches quantitatives à large échelle. C'est dans cette voie que j'ai travaillé à partir de 2007 pour élaborer mon projet scientifique que je vais maintenant décrire à travers les principaux résultats obtenus. Celui-ci s'articule autour de trois parties, qui concernent la cartographie des principaux facteurs du milieu à l'échelle régionale, française ou européenne, la quantification des conditions écologiques des principales essences d'arbres présentes en France, et de leur vulnérabilité face au changement climatique. Il se base sur l'utilisation de la cartographie prédictive, qui peut être définie comme le développement d'outils numériques et statistiques reliant certaines variables dont la distribution spatiale est connue, à une donnée dont on souhaite la spatialisation mais pour laquelle on ne dispose que d'informations pour quelques localisations ponctuelles (concernant le sol, le climat, la présence, croissance ou l'état de santé d'une espèce par exemple). La cartographie prédictive permet de fournir une information sur le phénomène étudié en tout point du territoire, de mieux comprendre les facteurs qui le déterminent, et de simuler son évolution si ces facteurs évoluent (comme l'effet du climat sur la végétation par exemple).

3) Présentation de la démarche scientifique

31) Cartographie à large échelle des indices écologiques responsables de la distribution et de la croissance des espèces forestières

De nombreuses études menées à large échelle concernant l'écologie des espèces végétales se basent sur des données climatiques, et plus particulièrement les températures et les précipitations, du fait la bonne disponibilité des données spatialisées qui les décrivent (Luo et al. 2016). Elles sont beaucoup moins nombreuses à intégrer la composante sol du fait de la difficulté de collecte d'informations, malgré que de nombreuses études démontrent leur intérêt (Sollins 1998; Wilson et al. 2001). Pour ce qui concerne le climat, les cartes numériques existantes se focalisent soit sur la fréquence temporelle ou la résolution spatiale, mais rarement les deux en même temps. Enfin, ces différentes cartes numériques n'intègrent que partiellement les facteurs liés à la variabilité locale (substrat, topographie, occupation du sol ...), malgré leur importance reconnue (Rorison et al. 1986). Pour pallier à ces limites, nous avons œuvré à l'élaboration d'un jeu de variables spatialisées intégrant les principaux facteurs limitant de la dynamique forestière, utilisables à de multiples échelles, allant du continent ou du pays au massif ou à la forêt. Ce jeu de données combine des indices décrivant les propriétés nutritionnelles et hydriques des sols, le climat et son évolution dans le temps, avec un intérêt particulier pour ce qui concerne le suivi temporel de la quantité d'eau disponible dans le sol pour les espèces forestières. Ces données peuvent être utilisées de façon thématique ou synthétique sous forme de cartes des stations. Des cartes nationales ont d'abord été réalisées, puis des déclinaisons ont été adaptées à l'échelle locale ou Européenne.

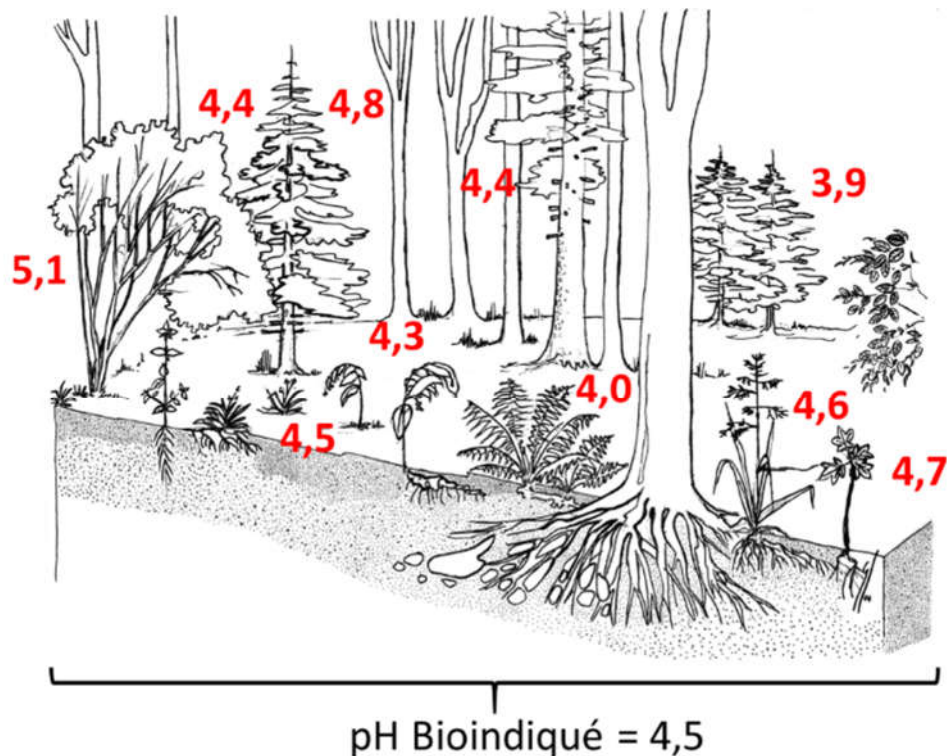
311) Cartographie des propriétés des sols forestiers à l'échelle nationale

3110) Cartographie d'indicateurs nutritionnels et hydriques par bioindication.

Afin de pallier au manque d'informations spatialisées concernant les propriétés des sols forestiers, un jeu de cartes des propriétés nutritionnelles et hydriques des sols a été produit à différentes échelles à partir de données forestières. Des cartes de pH et de C/N du sol ont d'abord été élaborées grâce aux techniques de bioindication mises en place par Jean Claude Gégout (Gégout et al. 2003). Si cette technique est utilisée de façon empirique depuis longtemps par les forestiers (Ellenberg et al. 1992), la mise en place de la base Ecoplant a permis de développer une approche quantitative basée sur des mesures de terrain (Gégout et al. 2005). La bioindication permet de bénéficier des informations dérivées des nombreux relevés floristiques existant sur le territoire. Cette base de données contient plus de 8000 relevés floristiques complets, avec pour un grand nombre d'entre eux des observations de terrain décrivant le sol ou des analyses de sol réalisées en laboratoire. Ces informations ont permis d'évaluer la fréquence de plus de 800 espèces végétales le long de différents gradients écologiques (PH, S/T, C/N, P₂₀₅, températures moyennes annuelles, température minimale de janvier, et bilans

hydriques climatiques de juillet) sous forme de courbe de réponse. Pour chaque espèce, la plus forte probabilité de présence le long du gradient étudié a permis de déterminer sa valeur indicatrice. Une approche un peu différente a été utilisée pour prédire des valeurs d'engorgement temporaire ou permanent (ET et EP). Du fait que l'engorgement puisse être absent et qu'il soit caractérisé à la fois par sa profondeur d'apparition et sa durée quand il est présent, le coefficient de fidélité Φ a été utilisé pour l'estimation de ces variables (Sokal et Rohlf 1995).

Une fois sur le terrain, un relevé floristique comportant au moins 5 espèces permet la prédiction de ces différents indices écologiques, par moyennage des valeurs indicatrices des espèces présentes sur une placette (Figure 34).



S

Figure 34 : Illustration de la technique de bioindication permettant l'estimation d'indices écologiques à partir de la valeur indicatrice des espèces présentes sur une placette de terrain, exemple du pH. Chaque chiffre représente la valeur indicatrice d'une espèce (Gegout et al. 2003).

Cette technique a été utilisée pour prédire les valeurs de pH et de C/N (Coudun et al. 2006), ainsi que l'engorgement temporaire et permanent (ET et EP) sur plus de 100000 placettes de l'inventaire forestier national distribuées sur l'ensemble du territoire (respectivement 104375 pour le pH, 103643 pour le C/N, 99089 pour ET et EP). Ces informations ponctuelles caractérisant les placettes ont été spatialisées par krigeage à l'échelle du territoire Français, donnant lieu dans un premier temps à des cartes à résolution kilométrique (Figure 35).

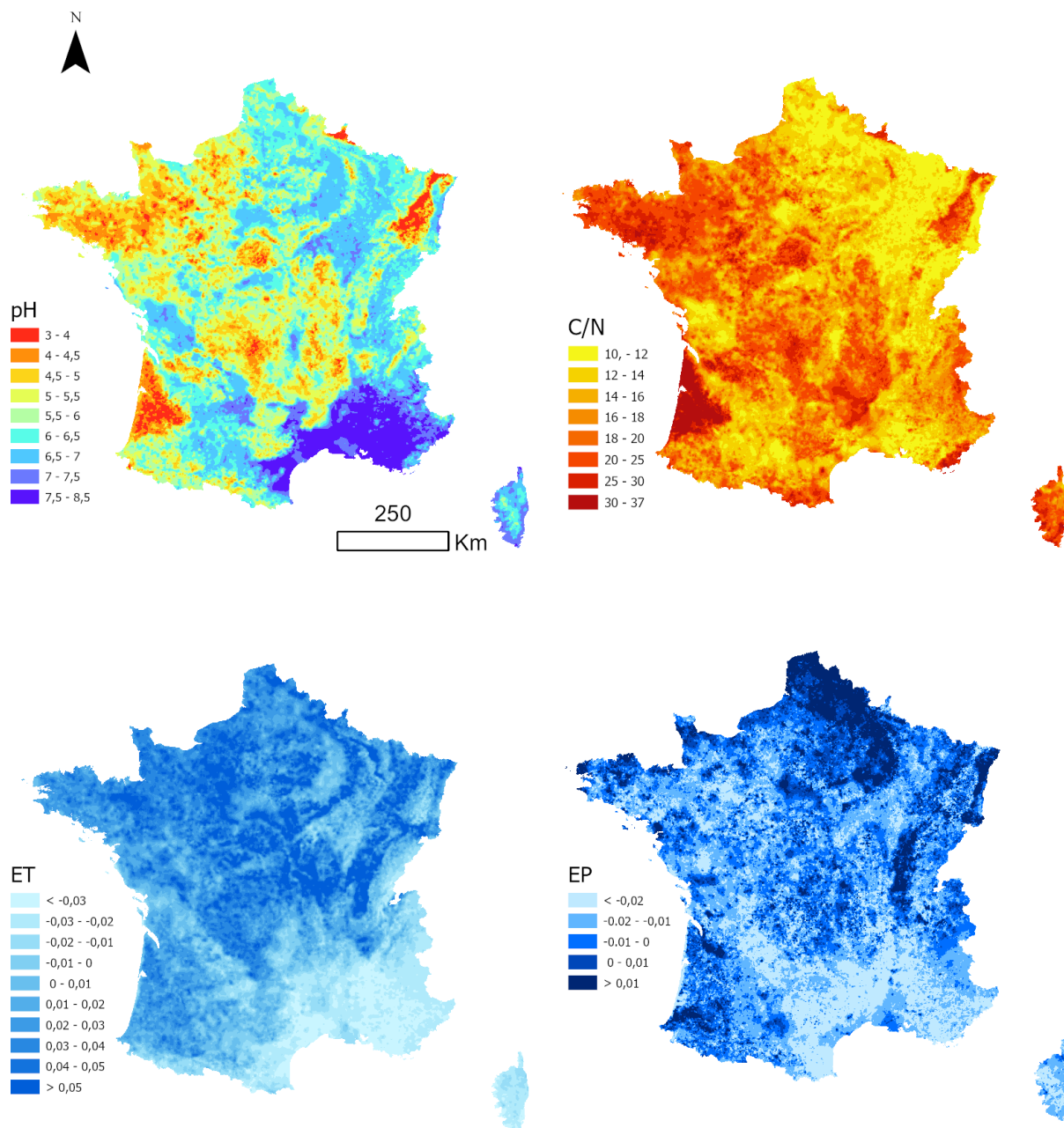


Figure 35 : Cartes de pH et CN des horizons de surface, de la probabilité d'engorgement temporaire (ET) et permanent (EP) des sols forestiers, réalisées au pas kilométrique sur la France entière. EP et ET sont des indices variant de -1 à 1 , une valeur élevée correspondant à une zone à plus fort risque d'engorgement.

La pertinence des cartes de pH et de C/N des sols a été évaluée avec un jeu de 249 placettes indépendantes du réseau ICP forest réparties selon un échantillonnage systématique sur un réseau de 16×16 km en milieu forestier à l'échelle nationale, comportant des valeurs mesurées de ces variables. Pour ce qui concerne le pH, on obtient un R^2 de 0.58 et une RMSE de 0.81 vis-à-vis des mesures en laboratoire (Figure 36). On constate que les performances des cartes sont proches de celles obtenues à partir des valeurs bioindiquées directement à partir des données relevées sur la placette, qui ont un R^2 de 0.61 et une RMSE de 0.81 avec les mesures (Gegout et al. 2003). L'incertitude provient donc en grande partie de la bioindication, l'effet engendré par la spatialisation semblant plus limité. Ceci est confirmé par une évaluation de la carte effectuée cette fois ci avec l'ensemble des valeurs bioindiquées ayant servi à son

élaboration (n=104375), par validation croisée, qui indique une erreur moyenne de prédiction (MAE) de 0,47 (pour un pH bioindiqué de 3 à 8,5) et un R² de 0,87. Le C/N est moins bien prédit que le pH, l'erreur moyenne de prédiction de la carte étant de 4,02 (pour des valeurs mesurées de 10 à 57) et le R² de 0,35 à partir des mesures en laboratoires effectuées sur le réseau ICP forest (n = 249). Les valeurs des cartes d'engorgement ont été évaluées uniquement par validation croisée à partir des valeurs bioindiquées, la métrique utilisée étant spécifique. La MAE est de 0.013 (pour des valeurs de -0.07 à +0,16) pour l'engorgement temporaire (R² = 0.71) et de 0,012 (pour des valeurs de -0,06 à +0,24) pour l'engorgement permanent (R² = 0,24), les zones à fort engorgement permanent variant plus ponctuellement dans l'espace.

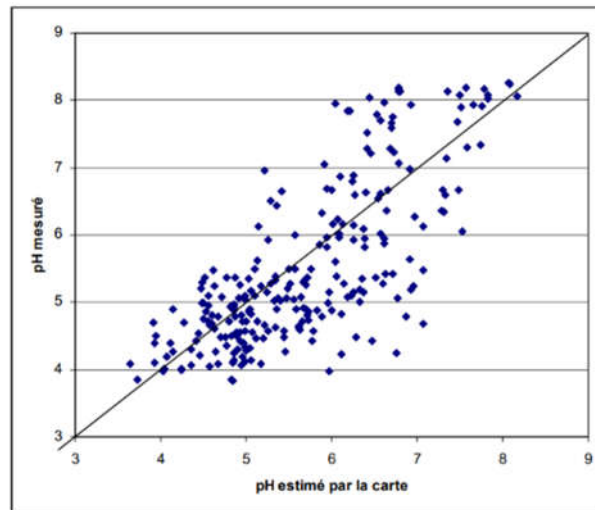


Figure 36 : Relation entre les pH prédits par la carte et analysés en laboratoire (n= 249)

Conclusion : Ces travaux montrent que des cartes pertinentes peuvent être réalisées à large échelle à partir d'informations caractérisant les propriétés des sols forestiers dérivées de relevés floristiques, et ce particulièrement pour ce qui concerne le pH ou l'engorgement temporaire. Ces cartes permettent la prise en compte de données nouvelles décrivant les milieux boisés, dans un contexte où les cartes existantes sont majoritairement réalisées avec des données collectées en milieu ouvert. L'utilisation de relevés en milieu agricole peut poser des problèmes en forêt du fait d'importantes différences de conditions de milieu, les forêts étant localisées sur les sols les moins productifs (acides et/ou hydromorphes par exemple), et sans transformation mécanique. La validation de ces cartes à partir de mesures ou d'analyses en laboratoire est nécessaire et permet d'évaluer les incertitudes générées par les différentes étapes de travail. Du fait de différences de métrique entre les données bioindiquées et les données de terrain, l'engorgement est plus difficile à valider. La comparaison entre les données cartographiées et bioindiquées montre cependant que la carte d'engorgement temporaire est plus fidèle aux mesures de terrain que la carte d'engorgement permanent, probablement du fait du caractère très local de ce dernier. Outre ces validations à l'aide de mesures ou d'estimations, des tests de pertinence biologique seront développés ultérieurement afin de déterminer le caractère prédictif de ces cartes au regard de différents traits de vie des végétaux. Ces cartes permettront de mieux comprendre l'écologie des espèces forestières, la plupart des recherches couvrant de vastes territoires n'intégrant pas le compartiment sol faute de données pertinentes disponibles.

3111) Cartographie de la réserve utile maximale des sols forestiers de France à l'aide des estimations de l'inventaire forestier

La Réserve Utile Maximale des sols (RUM) représente la quantité maximale d'eau qu'un sol peut contenir après ressuyage (Vanderlinden et al. 2005). Elle a été cartographiée sur la France entière à l'aide des données de l'inventaire forestier. La présence d'une fosse creusée à la pioche et à la tarière avec des données d'épaisseur et de texture pour au moins deux horizons, de charge en cailloux du profil, et de recouvrement d'affleurements rocheux en surface ont permis l'estimation d'une RUM pour 100307 placettes de l'inventaire forestier collectées entre 1985 et 2005 (Cluzeau et Drapier 2001). A l'aide d'un jeu de 227 horizons pour lesquels des mesures de teneur en eau volumiques ont été réalisées, différentes fonctions de pédotransfert ont été comparées afin de pouvoir transformer au mieux les informations de texture disponibles sur les relevés de l'inventaire en teneur en eau (Bruand et al. 2003). Les données de RUM ont été comparées à l'échelle de la placette en prenant en compte uniquement la charge en cailloux relevée au sein de la fosse ou en intégrant les affleurements rocheux de surface dans le calcul, au regard de leur capacité à prédire la croissance de trois essences communes en France, l'érable, le hêtre et le chêne sessile (Seynave et al. 2008; Seynave et al. 2005).

A l'issue de cette comparaison, les classes de pédotransfert d'Al Majou (Al Majou et al. 2008) ont été sélectionnées, de par leur facilité de mise en œuvre et de leurs performances, ainsi que l'intégration des affleurements rocheux de surface qui permet de meilleures performances (Figures 37 et Table 2). Il est à noter des écarts importants de performance selon les méthodes utilisées, avec un gain systématique lors de la prise en compte des affleurements de surface. Une bonne concordance est également observée entre l'approche par validation avec des mesures physiques (Figure 38) et les tests de capacité prédictive au regard de la croissance de ces arbres (Table 2), ces tests de pertinence biologique pouvant être très utile lorsqu'il est difficile d'obtenir des jeux de validation indépendants des grandeurs mesurées (ce qui est le cas lorsqu'on s'intéresse à l'eau du sol). La RUM estimée par les fonctions de pédotransfert d'Al Majou et prenant en compte les affleurements de surface a ensuite été cartographiée par krigeage sur la France entière (Figure 37). Un R^2 de 0.35 et une RMSE de 33.9 mm caractérisent les relations entre les données extraites de la carte et un jeu de 20595 placettes indépendantes, avec des sous-estimations dans le sud de la Bretagne et le sud-est du Massif central (Figure 38d).

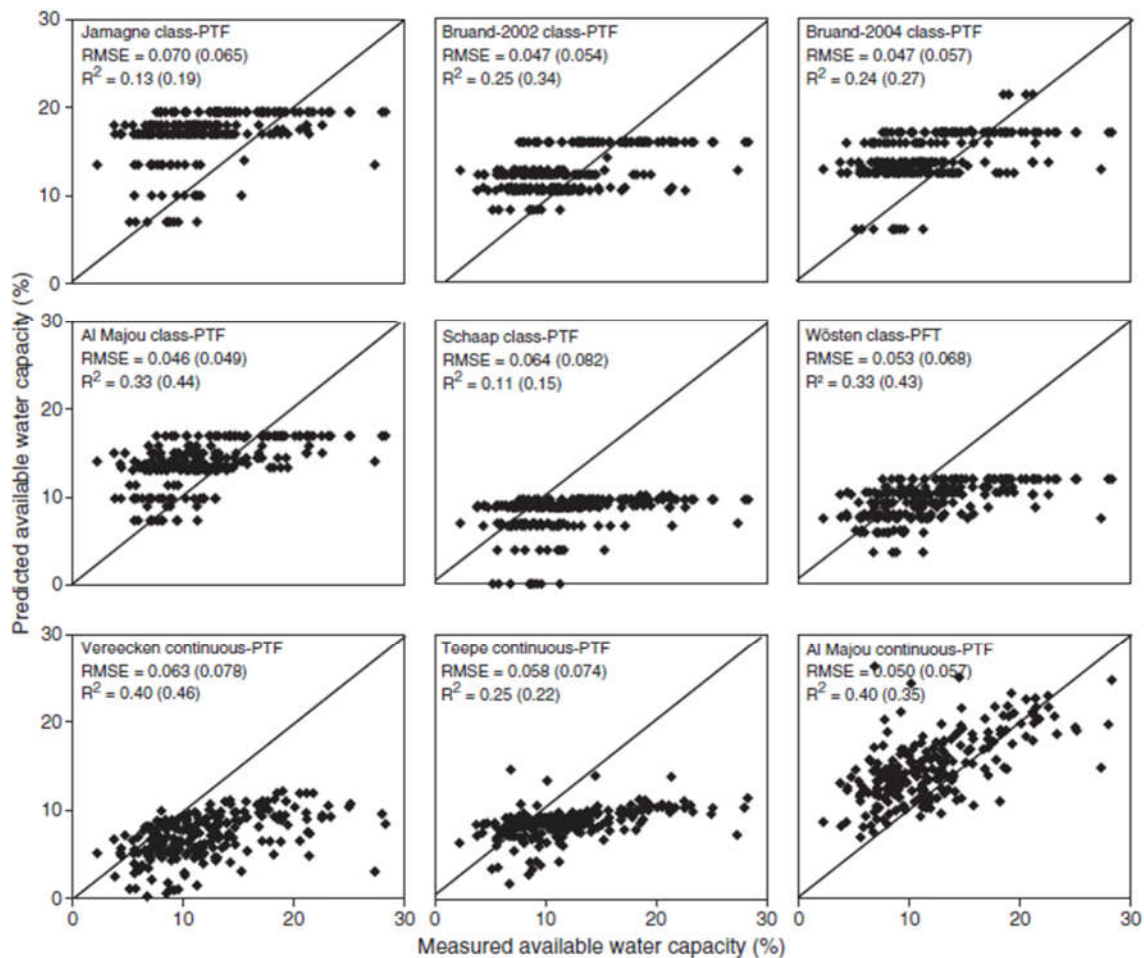


Figure 37 : Comparaison des teneurs en eau volumiques (en %) prédites par 9 fonctions de pédotransfert (6 fonctions par classes et 3 fonctions continues, ligne du bas) avec les valeurs mesurées sur 227 échantillons (Piedallu et al. 2011).

	n	Depth	Formula	Jamagne	Bruand-2002	Bruand-2004	Schaap	Wösten	Al Majou
Picea abies	2068	14,4	SWHC'	9,4	14,0	12,2	4,5	10,7	11,8
			SWHC''	16,1	20,4	19,0	7,2	17,5	18,6
Fagus sylvatica	816	7,2	SWHC'	6,3	7,0	5,6	2,2	6,4	7,3
			SWHC''	10,4	11,1	9,5	4,3	10,6	11,5
Quercus petraea	878	7,5	SWHC'	6,7	9,7	9,9	6,5	8,7	9,4
			SWHC''	10,5	11,9	12,1	7,7	10,9	11,7

Table 2 : Variance de l'indice de fertilité de l'épicéa (*Picea abies*, $n=2068$), du hêtre (*Fagus sylvatica*, $n = 816$), et du chêne sessile (*Quercus petraea*, $n = 878$) en fonction de la profondeur de sol seule (Depth) et des différentes fonctions de pédotransfert testées. SWHC' = RUM calculée uniquement avec la charge en cailloux relevée dans la fosse, SWHC'' = RUM calculée en intégrant également les affleurements rocheux de surface (Piedallu et al. 2011).

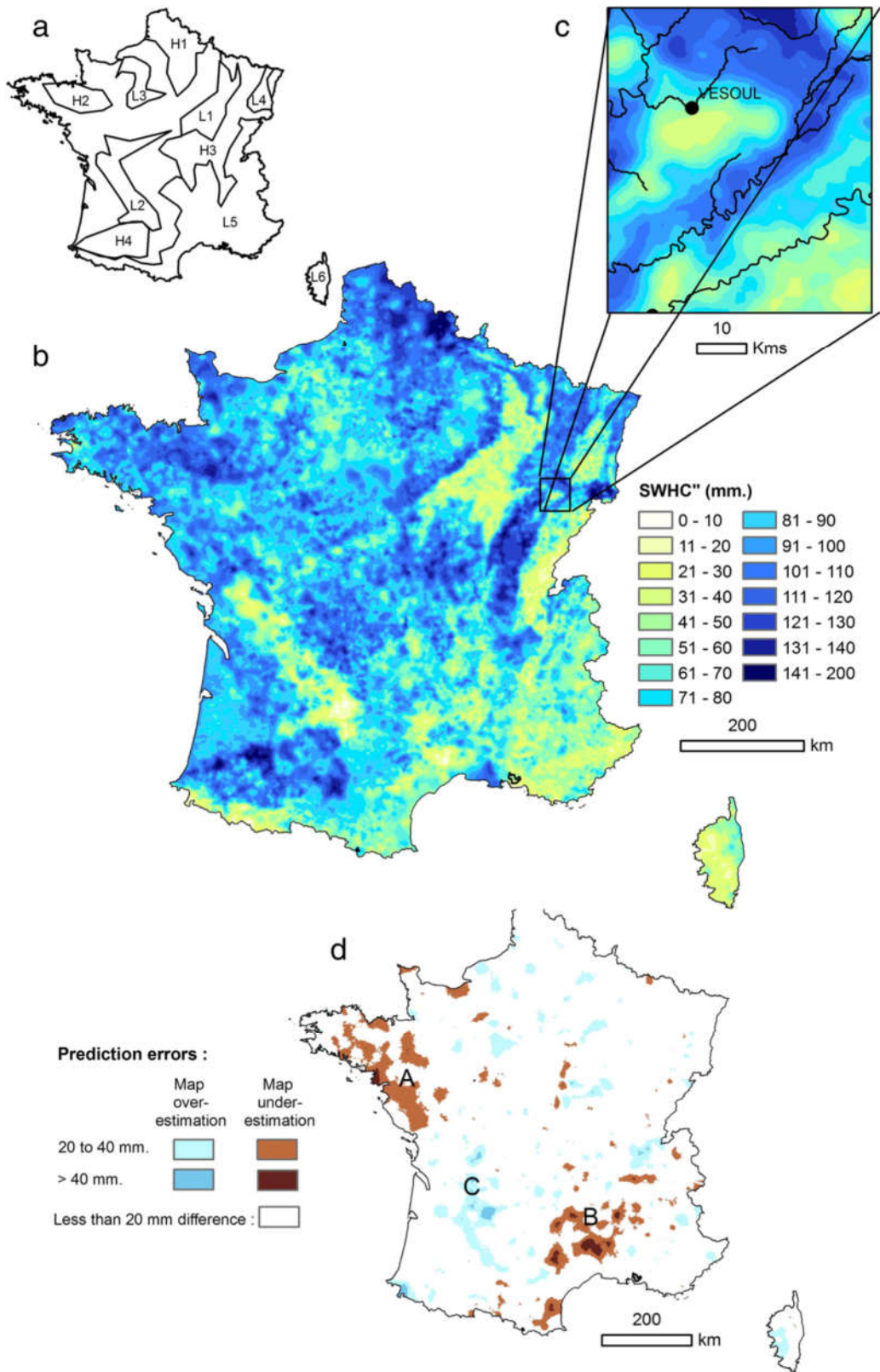


Figure 38 : Carte des Réserves Utiles Maximales (RUM) des sols forestiers de France (b, c) et de la distribution spatiale des erreurs interpolées à partir de 20595 relevés (d) (Piedallu et al. 2011).

Conclusion : *La cartographie de la capacité du sol à stocker l'eau est une étape à fois complexe et cruciale vers l'estimation de l'eau accessible pour les plantes. La disponibilité des informations nécessaires parmi les données de l'inventaire forestier, ainsi que le grand nombre de placettes existantes, a permis ce travail. Cette estimation reste cependant sommaire, du fait des incertitudes générées par une sous-estimation de la profondeur de sol prospectable (profondeur de prospection limitée à 90 cm sur les placettes de l'inventaire), d'estimations grossières de la quantité de terre disponible à la prospection racinaire, et de l'utilisation de fonctions de pédotransfert qui présentent de fortes incertitudes dans l'estimation de la rétention en eau des horizons. Malgré ces nombreuses limites, les RUM calculées permettent avec efficacité de discriminer les sols à faible, moyenne et forte capacité de stockage, et complètent les cartes réalisées sur les sols agricoles dont la nature est très différente. La validation de cette carte reste très imparfaite du fait que les données utilisées pour cet usage possèdent les mêmes limites que celles utilisées pour la réalisation de la carte. De plus, il existe un problème de concordance d'échelle spatiale, les prédictions étant réalisées pour un pixel d'un km², alors que le jeu de validation décrit une fosse pédologique qui n'est pas forcément représentatif de la surface du pixel concerné. Plusieurs répétitions moyennées au sein du pixel permettraient de limiter ce problème mais cette méthode serait très couteuse en collecte de données. Malgré ces limites, qu'il est difficile de dépasser avec les données actuellement existantes, nous avons démontré que les RUM estimées permettent de prédire l'indice de fertilité des trois essences étudiées, avec une meilleure efficacité qu'une simple donnée de profondeur collectée sur la placette. Ces résultats mettent aussi en évidence l'intérêt des tests de capacité prédictive vis-à-vis de la végétation lorsque des mesures physiques sont difficiles à acquérir.*

312) Cartographie des propriétés des sols forestiers à l'échelle locale

Lors de l'élaboration des cartes à l'échelle nationale, l'effort a principalement porté sur la méthode d'estimation des propriétés des sols en l'absence de mesures abondantes et fiables, et peu sur la méthode de spatialisation. La question de l'échelle d'utilisation est un aspect particulièrement important d'un point de vue opérationnel, les décideurs et gestionnaires étant demandeurs d'outils utilisables aussi bien sur des vastes emprises que localement. La recherche de cartes digitales performantes se confronte donc rapidement à la question de la méthode de spatialisation, de la résolution des données, de l'échelle d'utilisation, et de la taille de l'emprise de la zone d'étude. Dans un premier temps, des cartes ont été élaborées à fine résolution spatiale et comparées à partir de dispositifs de mesures à différentes échelles à celles réalisées sur la France entière, puis dans un second temps des tests ont été réalisés afin de déterminer la résolution optimale des cartes numériques en fonction de l'emprise étudiée.

L'utilisation de modèles basés sur des variables explicatives dont la distribution spatiale est connue (les covariables) est une méthode performante dans la littérature, permettant de prendre en compte des variations locales du phénomène étudié (Chaplot et al. 2000; McBratney et al. 2003). Nous avons donc cherché à améliorer la pertinence locale des cartes précédemment élaborées par krigeage en utilisant ces techniques tout en diminuant la résolution spatiale des cartes produites. Les travaux ont porté sur les RUM, le pH, le C/N, et l'engorgement temporaire, l'engorgement permanent n'ayant pas encore été traité du fait du caractère très ponctuel de son apparition. Du fait du volume de données conséquent à traiter et de la nécessité de disposer de covariables décrivant finement leur distribution spatiale, ces cartes se sont focalisées sur une zone géographique plus restreinte, le nord-est de la France. Afin de tester la pertinence locale

des cartes produites, différents jeux de données ont été collectés au fil du temps à l'échelle locale (la forêt ou le petit massif), en collaboration avec plusieurs collègues du laboratoire. Ils concernent sept sites répartis dans le nord-est de la France (Xonrupt, Rupt sur Moselle, Villers le sec, Bois l'évêque, Bure, Neuville et Cierges) pour un total de 659 placettes avec des estimations de terrain et des analyses en laboratoire.

Les modèles mis en œuvre cherchent à relier les différentes propriétés du sol étudiées et calculées sur les placettes de l'inventaire forestier, à un jeu de variables candidates connu pour influencer leur distribution spatiale, existant sous forme de cartes numériques. Celles-ci décrivent le plus souvent de la topographie, la géologie, le climat ou la végétation. De nouveaux jeux de données spatialisées ont donc été créés pour satisfaire ces besoins, comme par exemple des cartes géologiques simplifiées à partir des cartes du BRGM au 1/50000 -ème, des indices décrivant la distance ou altitude relative du pixel entre la crête et le talweg le long du chemin hydraulique, ou des cartes climatiques qui seront décrites ultérieurement. Les modèles ont le plus souvent été réalisés par régression linéaire multiple en testant des réponses linéaires et quadratiques, et en sélectionnant de façon pas à pas ascendante les variables les plus explicatives. Les cartes ont été calculées jusqu'à une résolution de 50 m qui est celle du Modèle Numérique de Terrain utilisé (BD alti de l'IGN). Les modèles réalisés mettent en évidence de façon générale l'importance de la géologie, et selon le facteur représenté de l'occupation du sol, du climat et de la topographie (ASTECC 2013; Piedallu et al. 2022b; Riofrio-Dillon 2010; Villiers 2011). Les cartes sont visibles Figure 39 et leurs performances Table 3.

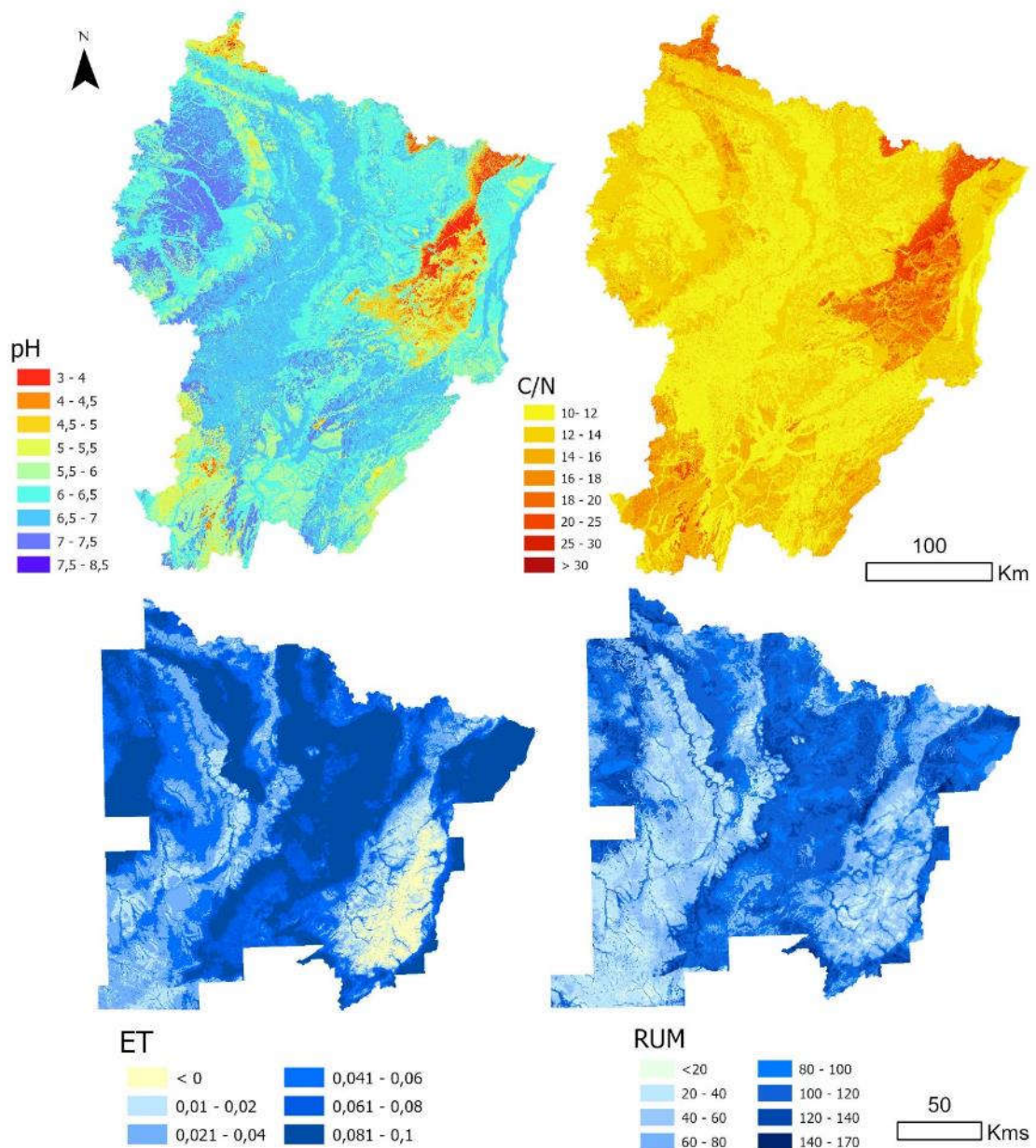


Figure 39 : Cartes de pH et CN des horizons de surface, de l'engorgement temporaire (ET) et de la RUM (en mm.) des sols forestiers, réalisées au pas de 50 m sur le nord-est de la France. ET est un indice variant de -1 à 1 , une valeur élevée correspondant à une zone à plus fort risque d'engorgement

	pH	CN	ET	RUM
R²	0,64	0,53	0,74	0,54
RMSE	0,64	3,2	0.01	26
MAE	0,48	2,2	NC	NC

Table 3 : Performance des cartes à 50 mètres de résolution issues de modélisation pour le pH et le C/N (Piedallu et al. 2022b), l'engorgement temporaire (ASTECC 2013), et la RUM (Villiers 2011), dans le nord-est de la France. Les performances ont été obtenues soit par validation croisée, soit à l'aide d'un jeu de données indépendant. La validation a été réalisée à l'aide de données bioindiquées pour le pH, le C/N et l'ET. NC = non calculé.

Des comparaisons entre les cartes réalisées par krigeage et par modélisation ont été réalisées à l'échelle régionale (la Lorraine), du massif forestier (Bure), ou de la forêt (Rupt sur Moselle), particulièrement pour ce qui concerne le pH. La figure 40 illustre les différences entre ces deux approches. La carte de pH issue du modèle est spatialement plus hétérogène et montre de meilleures performances aux trois échelles étudiées (Table 4) (Piedallu et al. 2010). Cette méthode peut encore être améliorée lorsque les résidus du modèle sont interpolés (CCRN 2016; Villiers 2011). Nous pouvons voir Table 4 que plus l'emprise du site est réduite moins la carte réalisée par krigeage est performante, et plus l'écart de performance avec la carte réalisée par modélisation augmente. La comparaison des distributions spatiales des mesures de terrain et des valeurs de la carte numérique confirme que même si des différences locales existent, la carte permet de retranscrire les principaux gradients mesurés à l'échelle d'une petite forêt (Figure 41).

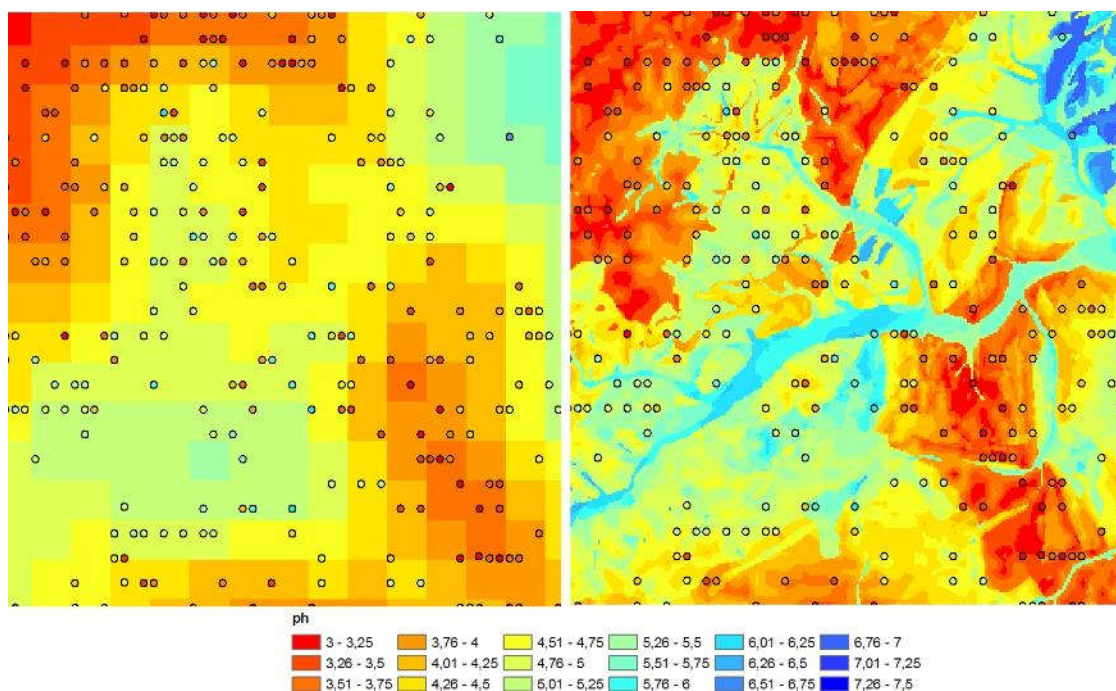


Figure 40 : Comparaison de la carte des pH réalisée par interpolation au pas kilométrique (à gauche) ou par modélisation au pas de 50 mètres (à droite) dans la vallée de la Bruche (Vosges). Echelle 1/100000 -ème. Les points représentent les valeurs bioindiquées sur les placettes de l'inventaire forestier. Les valeurs sur les points et sur les deux cartes sont représentées avec la même légende (Piedallu et al. 2010)

	n	R ² krigeage	R ² modélisation	RMSE Krigage	RMSE modélisation
Lorraine	602	0.55	0.61	0.87	0.81
Bure	82	0.19	0.38	0.26	0.27
Rupt	69	0.01	0.40	0.85	0.70

Table 4 : Comparaison des performances des cartes de pH réalisée par interpolation (1 km) ou par modélisation (50 m), au regard de jeux de placettes indépendantes avec des valeurs bioindiquées, à l'échelle régionale (la Lorraine), du massif forestier (Bure), ou de la forêt (Rupt sur Moselle) (Piedallu et al. 2010).

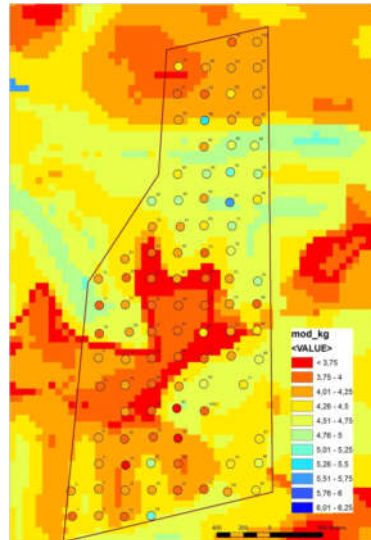


Figure 41 : Comparaison des mesures de pH de l'horizon A (données ponctuelles, $n = 69$) et des prédictions réalisées par le modèle cartographié au pas de 50 mètres sur la forêt de Rupt sur Moselle (massif des Vosges). Chaque point de la maille est distant d'environ 200 mètres (Piedallu et al. 2010).

L'influence de l'usage ancien du sol a été évalué pour essayer d'améliorer la capacité à prédire le pH, à l'aide de cartes d'état-major qui permettent de distinguer les forêts récentes des forêts anciennes dans le nord-est de la France (Favre et al. 2013). S'il est apparu que les pH des forêts récentes étaient toujours supérieurs au pH des forêts anciennes et que cette différence décroissait avec la richesse du substrat (Figure 42), l'ajout de cette information dans les modèles ne procure qu'un gain marginal, aussi bien à l'échelle régionale (augmentation de R^2 de 0.01 et baisse de RMSE de 0.01), qu'à l'échelle des différentes forêts étudiées (Pedersoli 2019). Cependant, d'autres travaux réalisés dans le Loiret, le Nord pas de calais et l'Île de France montrent un gain de performance plus important en prenant en compte l'ancienneté des forêts lors de la calibration du modèle, suggérant la nécessité de poursuivre ces études afin de comprendre ces différences, et d'évaluer d'éventuels effets régionaux (CCRN 2016).

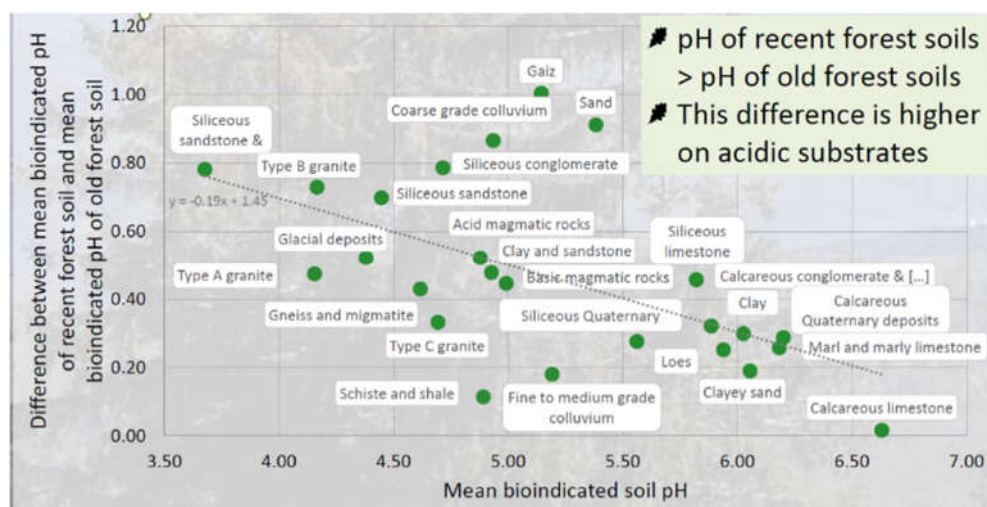


Figure 42 : Différence entre le pH de surface bioindiqué dans des forêts récentes et anciennes selon le type d'unité géologique dans le nord-est de la France ($n = 17190$) (Pedersoli 2019).

La question du choix de la résolution spatiale des cartes produites est importante, celle-ci étant le plus souvent déterminée de façon empirique en fonction de la quantité de données utilisées pour leur réalisation (Roecker et Thompson 2010; Thompson et al. 2001). En réalisant des cartes prédictives à partir des modèles de pH et de C/N bioindiqué sur le nord-est de la France à des résolutions croissantes entre 50 et 50 km, et en évaluant leur performance sur des emprises variant de la totalité de la zone d'étude jusqu'à des carrés de 25*25 km, la résolution optimale de ces cartes a pu être calculée. Ainsi, la taille maximale de cellules avant que la capacité prédictive de la carte ne se dégrade de façon conséquente est ressortie en moyenne proche du kilomètre sur ce jeu de données (Figure 43). Des résultats similaires ont été obtenus avec la carte des RUM élaborée à l'échelle nationale (Piedallu et al. 2011). Cependant, des différences de performances importantes ont été mise en évidence selon la localisation et l'emprise étudiée. Pour les pH et les C/N, les résolutions les plus fines deviennent plus performantes quand les conditions de milieu deviennent plus hétérogènes et lorsque l'emprise considérée se réduit (Piedallu et al. 2022b). Ainsi, la carte à résolution de 50 m améliore le R² par rapport à la carte au pas kilométrique dans 59 % des cas pour le pH et 80% des cas pour le C/N quand l'emprise de la zone d'étude ne dépasse pas 25*25 km (Table 5). Des résultats proches ont été établis en Ile de France, des résolutions optimales variant entre 100 et 500 m ayant été déterminées pour la cartographie des pH (CCRN 2016). Il a aussi été mis en évidence que l'agrégation de cartes élaborées à plus fine résolution améliorerait la performance comparativement à une carte calculée directement à la résolution souhaitée (Table 5) (CCRN 2016; Piedallu et al. 2022b).

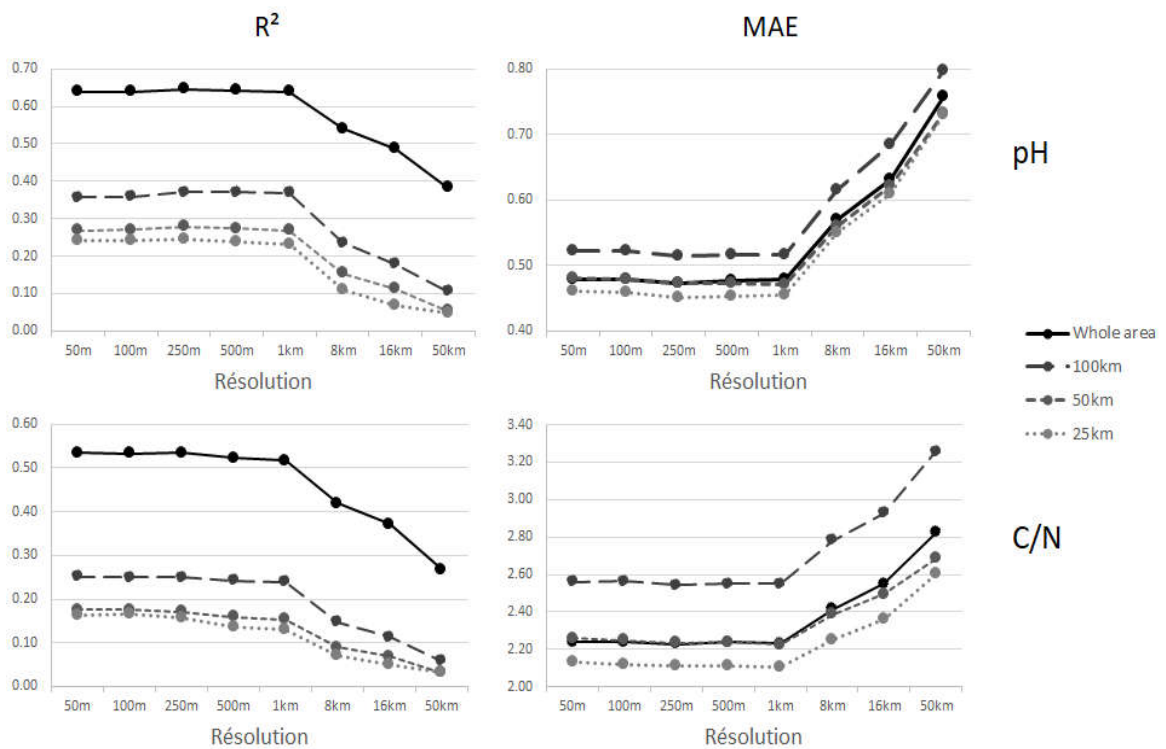


Figure 43 : Performance (R² et MAE) des cartes de pH et C/N calculées à 8 résolutions spatiales différentes (50 km à 50 m) pour différentes emprises géographiques (tout le Nord-Est de la France, carrés de 100*100, 50*50 et 25*25 km). Pour les emprises de 100, 50, et 25 km, les valeurs sont moyennées à partir des différents carrés de la zone. Performances obtenues par validation croisée à partir de 37958 placettes pour le pH et 37737 pour le C/N (Piedallu et al. 2022b).

		Extent	25*25 km	50*50 km	100*100 km
		n	132	46	17
R ²	pH		59	57	35
	C/N		80	76	71
	pH aggregated		37	17	0
	C/N aggregated		61	48	35
MAE	pH		48	41	35
	C/N		41	41	35
	pH aggregated		23	17	24
	C/N aggregated		26	22	24

Table 5 : Pourcentage de mailles pour lesquels les cartes de pH ou de C/N au pas de 50 mètres donnent de meilleures performances que la carte au pas kilométrique, pour des mailles de taille croissante entre 25 et 100 km de côté, selon le R² ou la MAE (erreur moyenne de prédiction). La zone d'étude est le Nord-est de la France (Piedallu et al. 2022b).

Conclusion : La cartographie à l'aide de modèles mobilisant des covariables spatialisées permet de réaliser des cartes des propriétés des sols tout en améliorant leurs performances par rapport à de simples interpolations. Un lien avec l'usage ancien du sol a été mis en évidence, les forêts récentes étant plus riches chimiquement, mais des travaux complémentaires seront nécessaires afin de réussir à intégrer de façon efficace cette donnée dans les cartes prédictives. Une résolution optimale moyenne de l'ordre du km a été identifiée, alors qu'une résolution plus fine aurait été attendue. Ce résultat global est à pondérer, car il est issu de valeurs moyennes qui recouvrent d'importantes différences selon les conditions de milieu locales, et il est dépendant de l'emprise considérée. Plus la résolution est fine, plus la carte présente une variabilité locale importante, pouvant engendrer des erreurs localement plus fortes (Figure 40), ce qui peut expliquer localement la meilleure performance de cartes à résolution plus large qui produisent des tendances plus lissées. Dans des conditions environnementales hétérogènes et pour des emprises plus réduites, les cartes à plus fine résolution spatiale sont cependant celles qui permettent la meilleure qualité de prédiction. Ces résultats ont été obtenus avec des données ayant un fort niveau d'incertitude (générée par la technique de bioindication pour les pH et les C/N, ou du fait des fortes difficultés d'évaluation pour les RUM), des travaux complémentaires devraient être menés avec des mesures de terrain quand celles-ci seront disponibles en nombre suffisant.

Il a été démontré que ces cartes pouvaient être pertinentes sur des emprises de la taille d'une petite forêt, permettant une utilisation sur une large gamme d'échelles compatible avec les besoins des différents acteurs. Le principal frein à leur élaboration réside dans la lourdeur des traitements nécessaires pour simplifier et harmoniser les cartes géologiques sur de larges emprises, avec des critères pertinents au regard de la problématique traitée. Les résultats obtenus sont également sensibles à la qualité de la carte géologique qui est un des prédicteurs les plus importants quelle que soit la propriété étudiée. Des erreurs importantes peuvent être localement générées lorsque les formations superficielles ne sont pas inventoriées sur certaines cartes. L'usage des cartes prédictives nécessite des vérifications de terrain pour un usage local. L'utilisation de cartes des sols a été testée mais seules les cartes au 1/50000 -ème, peu disponibles, permettent de meilleures performances que les cartes géologiques, l'échelle du 1/250000 -ème qui est la plus commune pour ces cartes, ne permettant pas d'améliorer les performances (CCRN 2016). La validation des cartes prédictives à des échelles multiples est nécessaire pour bien déterminer leurs usages. Les jeux de données de validation collectés à l'échelle de la forêt s'étant épuisés au fil des études, une évaluation locale de toutes les cartes produites serait désormais possible, ce qui n'a pu être que partiellement réalisé faute de

données. Les méthodes développées dans cette partie ont été mises en œuvre par le CNPF dans le but de cartographier les conditions de milieu sur de vastes emprises à faible coût (Gaudin et al. 2016; Madrolles et al. 2019). Des cartes à fine résolution spatiale (25 m) de la RUM, du pH et de l'engorgement des sols ont ainsi été réalisées, d'abord en basse Normandie (projet Ecogeodyn), puis dans toute la région Normandie, Centre et Nord de la France (projet Prestation). Un projet d'extension à toutes les plaines de France est à l'étude.

313) Cartographie des variables climatiques élémentaires

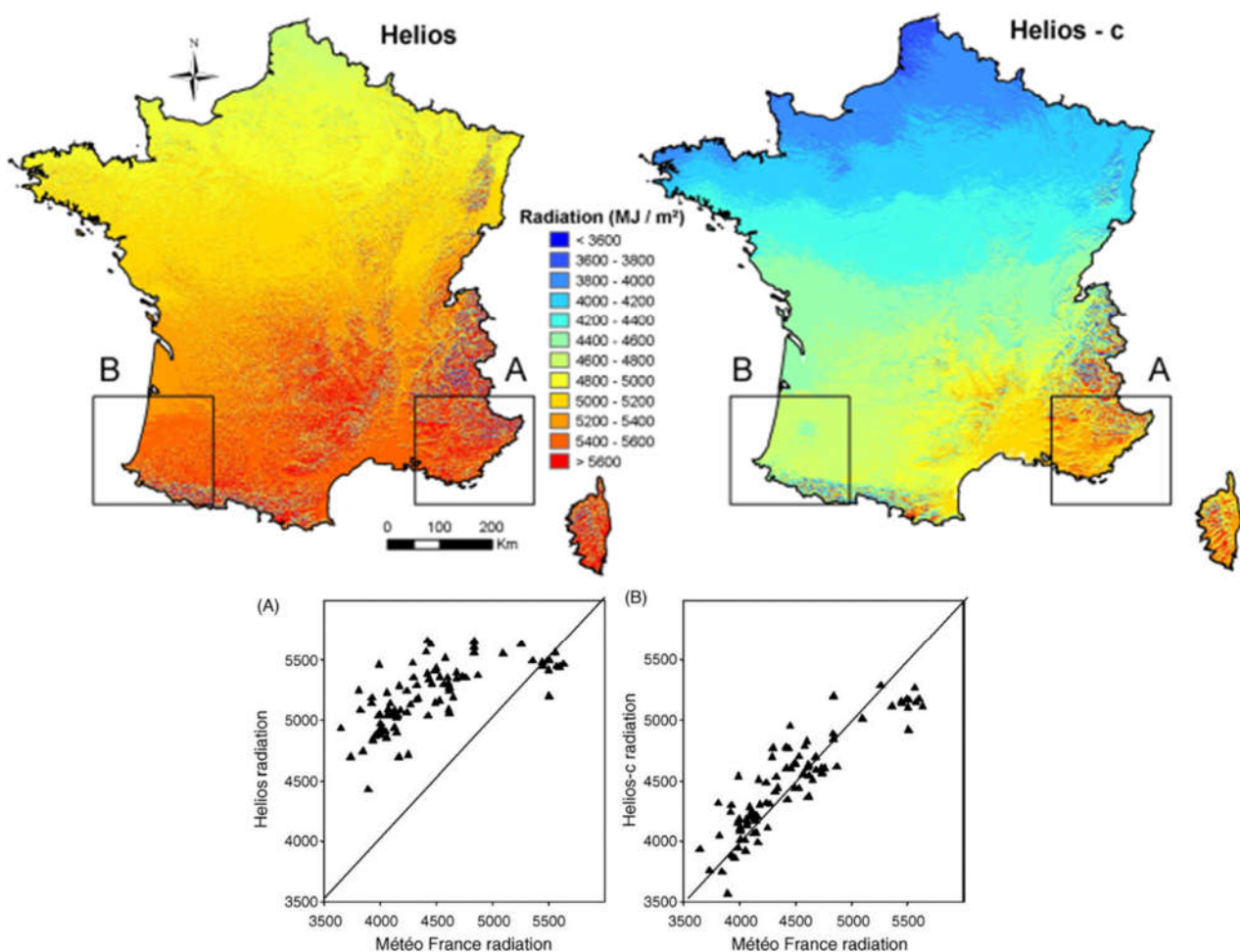
Dans le passé, la caractérisation du climat a souvent été mise de côté par les forestiers. Ainsi, les guides ou les catalogues de stations forestières utilisés pour le choix des essences ont considéré que celui-ci était homogène à l'échelle d'une petite région naturelle (Brêthes 1989; Dumé 1995). Dans les régions de montagne, le découpage en tranches d'altitudes ou d'exposition permettait de pallier à ces limites. Cette absence de prise en compte explicite pose aujourd'hui problème dans un contexte de changement climatique, et nécessite de moderniser les outils existants (Barets 2021). Aussi bien d'un point de vue pratique que scientifique, il est important de pouvoir quantifier en tout point de l'espace et pour différentes périodes de temps les principaux facteurs climatiques limitant la distribution et la croissance des espèces (froid, chaud, eau disponible), et de caractériser leur évolution au fil du temps. En effet, couplées aux informations décrivant les sols et les peuplements, ces données permettent, de déterminer les potentialités des espèces en un lieu donné, et de mieux comprendre les conséquences du changement de climat.

Pour répondre à ces besoins, il est nécessaire de trouver un compromis entre résolution spatiale et temporelle, un pas de temps journalier ou mensuel et une résolution spatiale suffisamment fine pour intégrer les effets des variations topographiques locales étant souhaitable pour l'étude de la dynamique des écosystèmes. Les données climatiques traditionnellement disponibles se focalisent soit sur le suivi temporel, avec une faible résolution spatiale (par exemple le modèle SAFRAN disponible au pas de temps horaire mais chaque pixel couvrant 64 km² (Quintana-Segui et al. 2008)), soit sur la résolution spatiale mais avec des valeurs fortement agrégées dans le temps (par exemple le Modèle Aurelhy, avec une résolution kilométrique mais des données moyennées sur 30 ans (Benichou et Le Breton 1986)). Afin de pallier à ces limites, et bénéficiant des développements des bases de données climatiques, des outils et des données liés aux SIG, un jeu de données climatiques à l'échelle nationale au pas de temps mensuel a été construit dans l'optique prendre en compte les effets de la topographie pour une utilisation locale, tout en veillant à limiter le volume des données. Ces données calculées depuis 1961 jusqu'à nos jours à des résolutions spatiales variant entre 50 m et 1km.

Le calcul de températures minimales (Tmin), moyennes (Tmoy) et maximales (Tmax), ainsi que des précipitations a été réalisé en différentes étapes et constitue avec les cartes de rayonnement solaire et les combinaisons issues de ces différentes variables le jeu de données DIGI-CLIM. Au fil des étapes, de nouvelles données ont été intégrées au fur et à mesure de leur disponibilité, et des améliorations méthodologiques ont été réalisées. Seule la dernière version, la version 3 (DIGI-CLIM v3), recalculée en 2022 sera décrite ici. L'objectif de ce jeu de données était i) de décrire le plus finement possible, au pas de temps mensuel, les variations de climat depuis les années 1960 à aujourd'hui, ii) d'utiliser une méthode qui pourrait permettre l'utilisation de ces données pour décrire l'évolution du climat, iii) de valider finement toutes les données produites. Dans un deuxième temps seront décrits les calculs des évapotranspirations (ETP), du bilan hydrique climatique (BHC) et du bilan hydrique édaphique (BHE), avec l'aide de la carte des RUM précédemment décrite.

3131) Rayonnement solaire

Le rayonnement solaire a été modélisé à partir d'équations décrivant la course du soleil autour de la terre, en prenant en compte l'atténuation due à la traversée de l'atmosphère et les effets de la topographie locale à l'aide de la BD alti de l'IGN, et les effets de la nébulosité à l'aide des données du CRU (Mitchell et Jones 2005). Le programme Helios créé pour l'occasion permet de combiner la variabilité locale du rayonnement qui est déduite de la topographie (pente, exposition, effet de masque, altitude), à celle à large échelle induite par la rotondité de la terre et les changements de nébulosité (Gates 1980). Il a été développé pour fonctionner au pas de temps journalier ou mensuel, en calculant un rayonnement global (somme du rayonnement direct, diffus et réfléchi) sous ciel clair et nuageux (Kasten et Czeplak 1980). Ce modèle a été appliqué pour la France entière au pas de temps mensuel, à des résolutions de 50 m et de 1 km (Figure 44) (Piedallu et Gegout 2007).



Une validation avec des mesures a montré l'importance de la prise en compte de la nébulosité (R^2 des valeurs annuelles augmente de 0,46 à 0,78 par rapport aux mesures de 88 postes de Météo France) (Piedallu et Gegout 2008). Des tests de capacité à prédire la distribution de 3 essences communes (sapin, érable sycomore, chêne pubescent) ont fourni des résultats cohérents. Une comparaison avec des variables topographiques couramment utilisées (exposition combinée ou non avec la pente) a montré que ces dernières n'étaient pas aussi performantes que les données de rayonnement solaire dès que l'emprise du site étudié devenait importante ($> 8000 \text{ km}^2$ environ). Plus la zone d'étude couvre une large étendue, plus la capacité prédictive des variables topographiques diminue, ce qui n'est pas le cas du rayonnement solaire (Piedallu et Gegout 2008).

3132) Températures et précipitations

Les séries brutes des postes météo étant entachées de différentes sources d'imperfections (erreurs de retranscription, changements de matériel, manque de données, changement de localisation, changement d'usage des sols ...), il a été choisi d'utiliser les séries homogénéisées de Météo France (Gibelin et al. 2014). Ces séries sont produites pour un nombre limité de postes tous les ans. Afin de trouver un compromis entre leur longueur et leur nombre, il a été choisi de conserver celles qui étaient complètes par tranche de 10 ans. Vu qu'elles n'ont pas été homogénéisées à la même date et qu'elles ne sont pas toujours mises à jour, elles ont parfois été complétées pour les années les plus récentes avec des séries brutes après vérification de leur compatibilité. On obtient ainsi selon la période entre 280 et 346 postes pour Tmin, entre 244 et 296 postes pour Tmoy, 296 et 365 pour Tmax, et de 1111 à 1520 postes pour la pluie, répartis sur tout le territoire.

Afin de calibrer les modèles, une sélection de 50 variables pour les températures et 114 pour les précipitations a été identifiée à partir de la littérature (Joly et Brossard 2007; Ninyerola et al. 2000). Elles décrivent les distances aux grandes masses océaniques, l'altitude, la topographie, le rayonnement solaire, l'occupation au sol ainsi que l'exposition aux vents dominants. Leur lien avec le climat a été évalué selon différents types de relations (linéaire, quadratique, logarithmique), selon la variable (Briswalter 2021). Dans un premier temps la sélection des variables explicatives a été réalisée à partir des valeurs moyennes annuelles de chaque variable pour l'ensemble de la période 1961-2020, par régression linéaire multiple pas à pas ascendant. Respectivement pour Tmin, Tmoy, Tmax et la pluie, 10, 7, 8 et 19 variables ont été sélectionnées avec des R^2 respectifs de 0,87, 0,93, 0,90, et 0,58 et des MAE de 0,66, 0,43, 0,61 et 19,1). Pour les températures, un poids important est accordé dans le modèle à la topographie, puis aux distances des masses océaniques et à l'occupation du sol avec des différences selon la variable considérée (Briswalter 2021). Les cartes ont ensuite été réalisées par interpolation GWR à partir de la liste de variables précédemment sélectionnée. Cette méthode a pour avantage de pondérer les coefficients localement et de permettre la prise en compte de particularités locales (Brunsdon et al. 1996; Fotheringham et al. 2002). Pour les pluies, au regard des performances plus faibles du modèle, et du fait du grand nombre de séries disponibles sur le territoire, une comparaison a été réalisée avec le krigeage. Les performances obtenues, bien meilleures, ont conduit à son utilisation afin de spatialiser les valeurs mensuelles depuis 1960. Un jeu de 708 cartes au pas kilométrique a ainsi été produit pour chacune des quatre variables étudiées sur la France entière (Figure 45, partie gauche).

Une validation croisée a permis de calculer les performances des cartes climatiques (R^2 , MAE), de produire des cartes des erreurs (résidus, R^2 , MAE), et de suivre l'évolution des incertitudes au fil du temps. Les performances issues des cartes mensuelles sont très proches de

celles obtenues lors de la calibration des modèles sur le jeu de données d'entraînement (valeurs moyennées sur 1961-2020), validant ainsi la pertinence des variables sélectionnées (Table 6). Avec des R^2 de 0,93 et 0,95, les Tmoy et les pluies sont les variables les mieux prédites. Ces performances varient dans l'espace, elles sont globalement meilleures pour les températures dans le nord et l'ouest de la France et moins bonnes en montagne (Alpes, Massif central, Jura, Pyrénées, Figure 45 partie droite). Elles varient également selon les saisons, les températures étant mieux prédites en hiver, et les précipitations en début d'année (de janvier en avril, Figure 46). Aucune évolution importante des performances des cartes produites n'est observée entre les années 1960 et aujourd'hui (Figure 47).

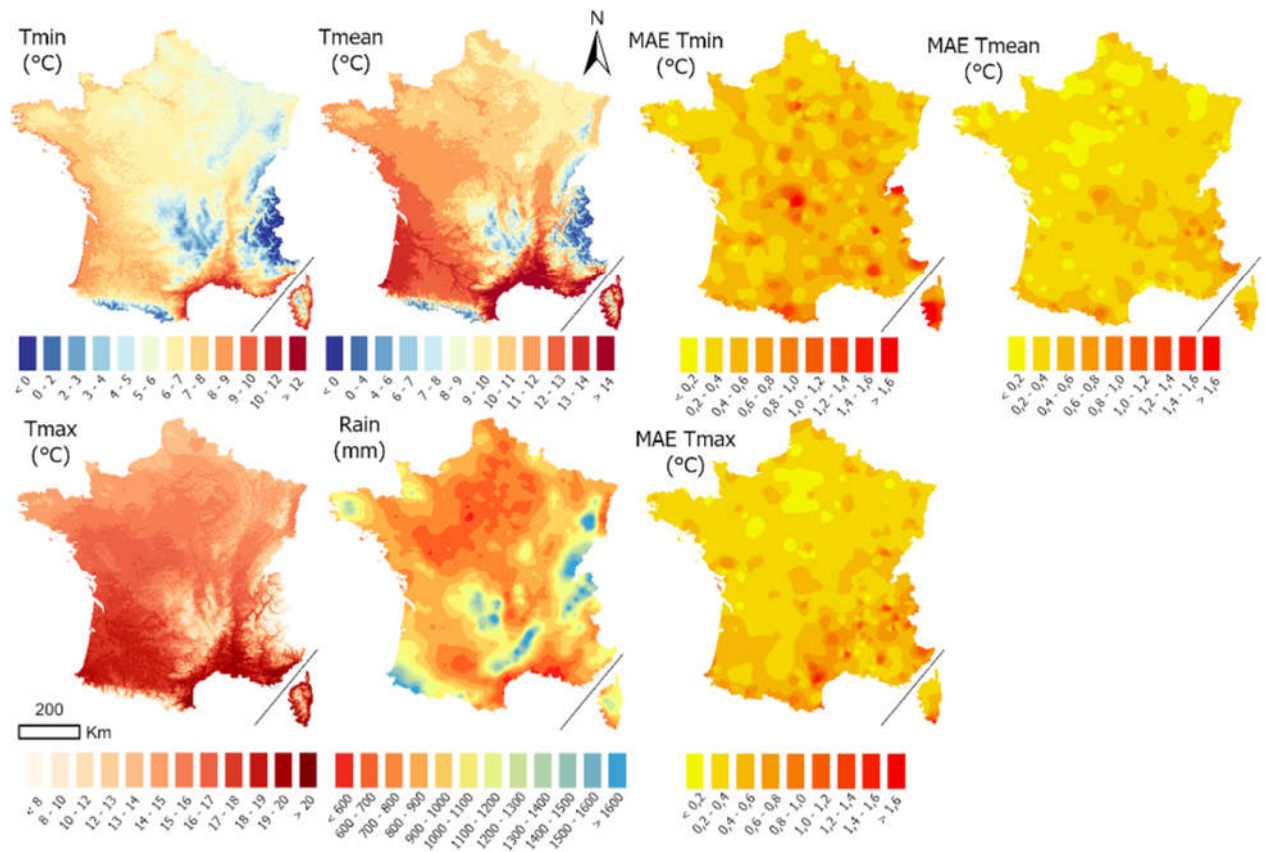


Figure 45 : A gauche : cartes représentant les températures minimales, moyennes, et maximales (°C) ainsi que la pluie (mm). Les valeurs sont les moyennes (températures) ou les sommes (pluie) annuelles sur la période 1961-2020. A droite, carte des erreurs de prédiction des températures (MAE) moyennées sur la même période (source : C. Bresson).

	R^2	MAE
Tmin	0.87	0.69
Tmoy	0,93	0.48
Tmax	0.89	0,63
Pluie	0.95	11, 8

Table 6 : Performances moyennes (R^2 et MAE) des cartes de températures (°C) et de pluies (mm) pour la période 1961-2020.

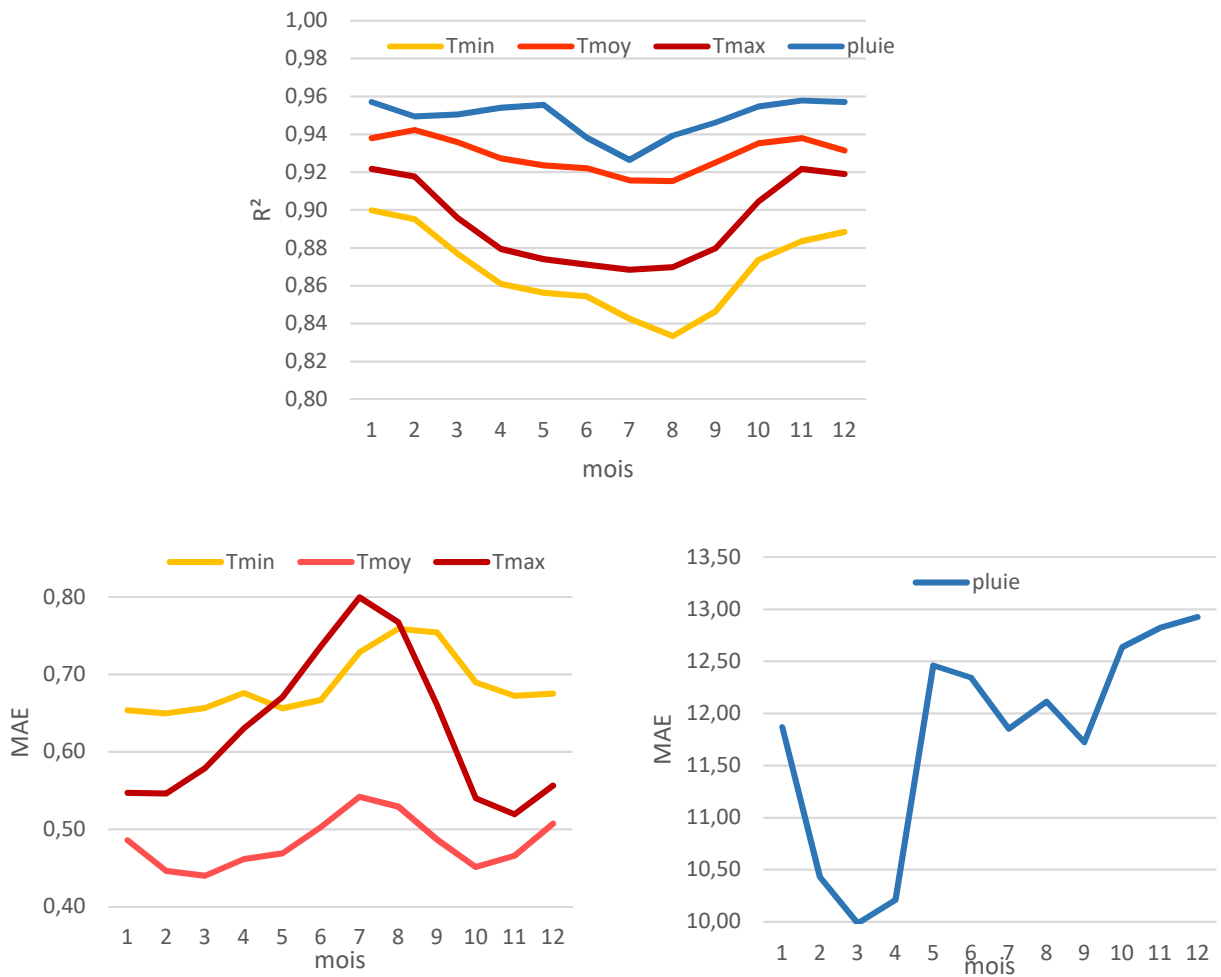


Figure 46 : Performances moyennes mensuelles (R^2 en haut, et MAE en bas) des cartes de températures ($^{\circ}\text{C}$) et de pluies (mm) pour la période 1961-2020.

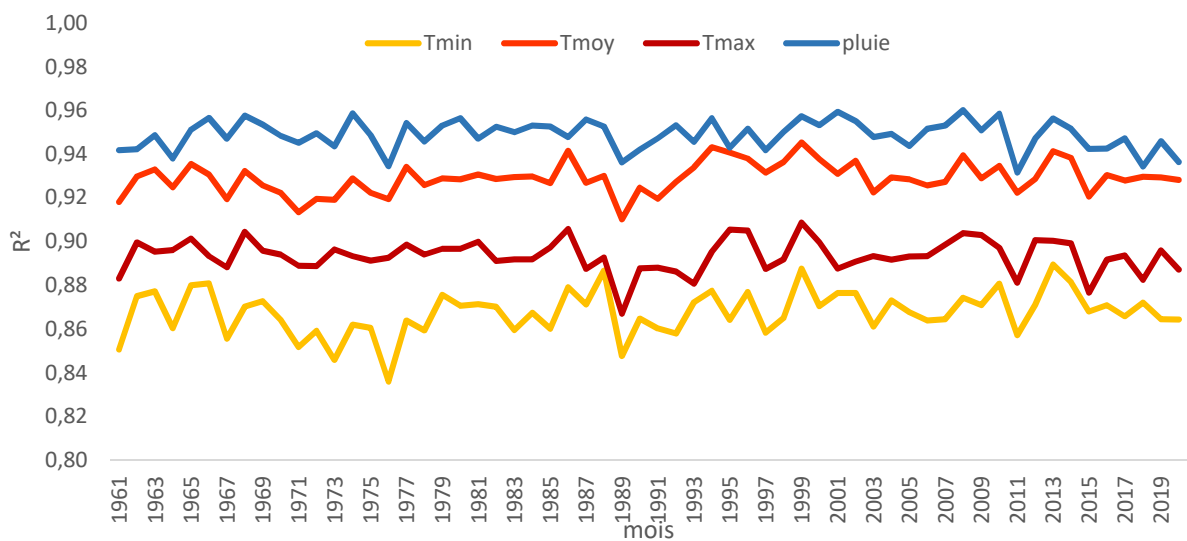


Figure 47 : Evolution sur la période 1961-2020 des R^2 (moyenne annuelle des 12 mois de l'année) entre les valeurs de la carte et des mesures indépendantes pour les cartes de températures et de pluies.

Conclusion : La version 3 de la base DIGI-CLIM fournit un jeu de cartes interannuelles de rayonnement solaire, températures minimales, moyenne et maximales produites au pas de temps mensuel et à une résolution kilométrique (voire 50 m pour certaines variables), sur la France entière, à l'aide de modèles mécanistes ou empiriques, et d'interpolations. Ces cartes nous permettent de décrire en tout point du territoire l'évolution récente du climat dans un contexte de climat changeant. La validation et les tests réalisés à différentes échelles montrent globalement de bonnes performances, les erreurs de prédiction étant assez homogènes à l'échelle du territoire, et ce particulièrement pour les pluies, les températures moyennes et maximales. Les valeurs sont mieux prédites en hiver par rapport à l'été pour toutes les variables calculées, on observe également des erreurs plus importantes en zone de montagne pour les températures et les précipitations.

Les modèles corrélatifs élaborés pour les températures montrent l'efficacité d'une combinaison de facteurs jouant à large échelle (latitude, distances aux grandes masses océaniques), à l'échelle intermédiaire (l'occupation du sol dans un rayon de 3,5 km de côté produisant la meilleure réponse), et de facteurs jouant à l'échelle locale en lien avec la topographie : le rayonnement solaire, des indices de confinement, simulant l'écoulement des flux d'air ou la position topographique le long du versant, ou encore décrivant l'exposition. Il est cependant probable que les effets de la topographie locale soient encore sous-estimés du fait que de nombreuses stations météorologiques soient situées dans des zones planes (grandes villes, aéroports), les zones d'altitude et de pentes étant peu représentées. Notons aussi que les températures et les pluies sont extrapolées dans les zones d'altitude les plus élevées, la station météo la plus haute étant à 2000 m dans les Alpes. Les valeurs prédites au-delà sont donc susceptibles d'erreurs plus importantes. La prise en compte de variables d'occupation du sol permet de mieux prédire les spécificités climatiques des zones forestières, avec des températures pouvant être jusqu'à 2°C inférieures aux zones à dominante de culture par exemple. Ces modèles procurent des outils intéressants pour étudier les relations occupation du sol/températures, qui varient à la fois en fonction du type de température étudié, et de la saison. Ils ont pour objectif d'être les plus pertinents possible à l'échelle locale et ils ouvrent la porte à des calculs permettant d'évaluer l'eau disponible pour les plantes.

3133) Résolution et pertinence locale des températures

Une bonne description des variations climatiques locales permet de mieux comprendre les différences de dynamiques de végétation, et d'identifier les zones refuges et les corridors qui pourraient être fonctionnels en contexte de réchauffement climatique. Outre les effets de l'altitude qui sont bien connus, peu de travaux se sont attachés à caractériser les effets de la topographie locale sur les températures (Douguedroit 1986; Lundquist et al. 2008). Pour évaluer ces effets, un dispositif de mesures a été implanté sur l'emprise de trois communes autour de La Bresse dans le massif Vosgien, qui collecte des données depuis juillet 2017 (Figure 48). L'objectif est à la fois d'évaluer les facteurs qui influencent les variations locales des températures minimales, moyennes et maximales, de déterminer la pertinence des cartes numériques existantes, et d'étudier dans quelle mesure la résolution spatiale influence leurs performances. 14 sites ont été équipés selon une stratification précise combinant 4 facteurs : 3 tranches d'altitude, 4 expositions, 3 classes de pente et 2 formes de relief (convexe et concave) (Figure 49). Afin d'éviter les confusions, des transects regroupant plusieurs sites ont été réalisés, permettant de contrôler l'effet des facteurs qui ne sont pas étudiés. Par exemple, l'effet de l'exposition (versant nord vs. versant sud) pour la tranche d'altitude < 600 m a nécessité l'instrumentation de deux sites, d'altitude et de pente similaire, mais d'exposition opposée, ainsi

que d'un site de contrôle à la même altitude mais sur le plat (on a donc un transect de 3 sites pouvant être comparés, Figure 49). Pour éviter toute perte de données, deux capteurs ont été implantés sur chaque site à deux mètres de hauteur en milieu ouvert, leurs valeurs ayant ensuite été moyennées pour les différentes analyses. Un capteur a également été installé à proximité de la station météorologique de Champenoux (54) afin de comparer les valeurs enregistrées à des mesures conventionnelles.



Figure 48 : Implantation de capteurs de températures sur différents sites vers La Bresse (Vosges)

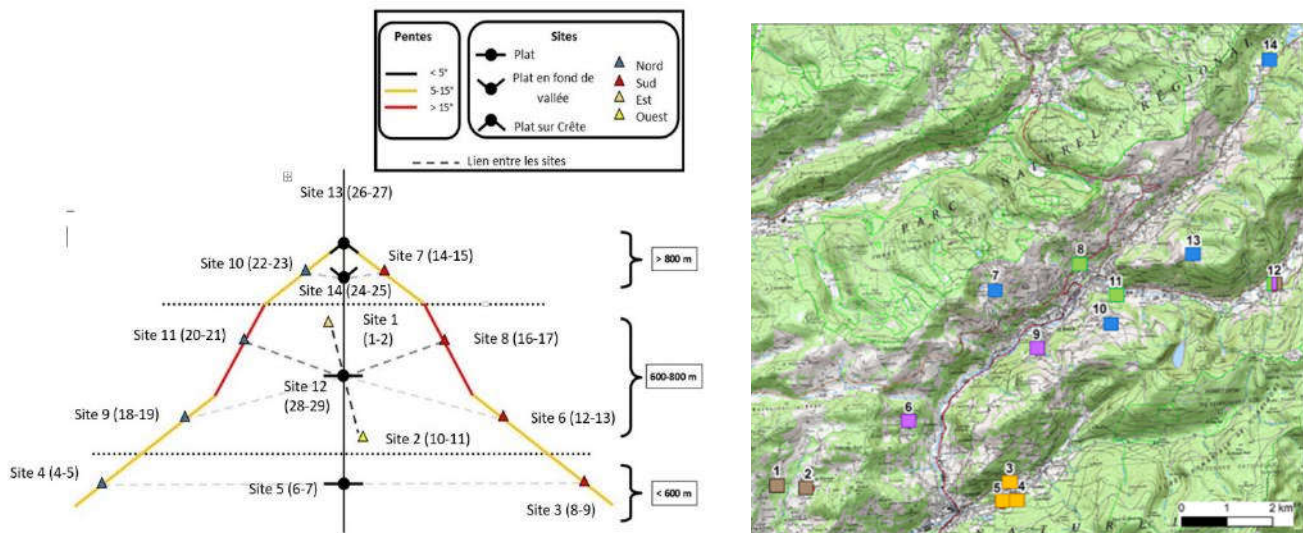


Figure 49 : A gauche : plan d'échantillonnage du dispositif de mesures locales des températures autour de la commune de La Bresse (88) : 14 sites et 28 capteurs (numéros entre parenthèse) regroupés par transects (tirets entre les sites) permettant d'étudier les effets de la pente, de l'exposition, de l'altitude et de la forme du relief (Hebert 2017). A droite : carte de localisation des capteurs, les couleurs permettant de visualiser les différents transects auxquels les capteurs appartiennent (source : Sophie Lorentz).

L'analyse des températures minimales, moyennes et maximales montre un effet de l'altitude ($-0,4^{\circ}\text{C}$ par 100 m) conforme aux résultats de la littérature (Ashcroft et al. 2012; Stevens 1992), mais une différence faible entre versants nord et sud, tandis que l'augmentation de la pente accentue les contrastes (températures minimales plus froides et maximales plus chaudes). Il ressort de ces analyses que la dynamique locale des températures est principalement régie par les descentes d'air froid, quelle que soit la saison, de façon plus importante pour les températures minimales (et dans une moindre mesure les températures moyennes), en saison estivale, et en altitude (Figure 50). Des écarts de plusieurs degrés (jusqu'à 4°C pour les températures minimales et 2°C pour les températures moyennes) sont ainsi constatés à altitude égale, les fond de vallée étant systématiquement plus froid aussi bien que les versants sud et les versants nord (Filahi 2019).

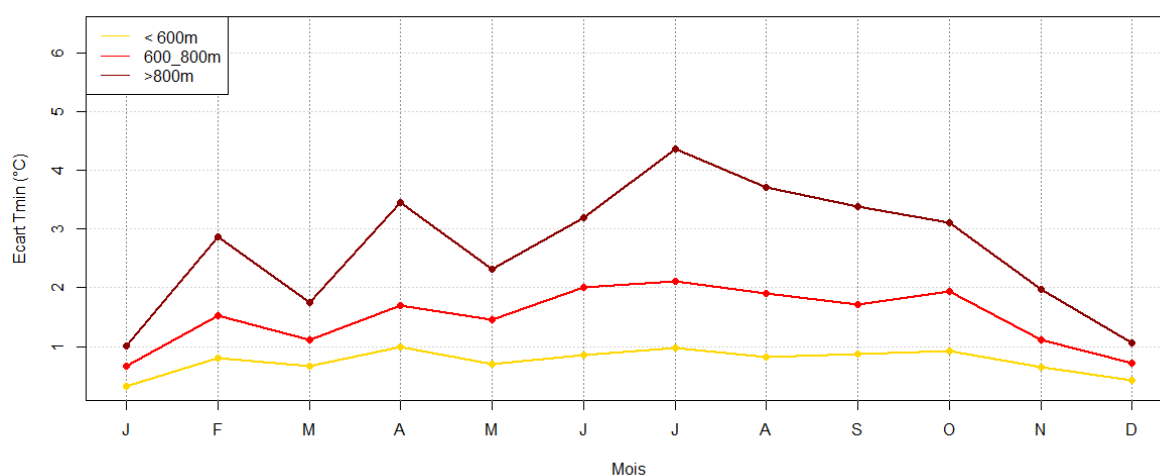


Figure 50 : Différences entre les températures minimales du versant nord et du plat pour trois tranches d'altitude, à partir de données collectées entre août 2017 et novembre 2019 (28 mois). Une valeur positive indique une température plus fraîche pour les zones plates situées en fond de vallée (Filahi 2019).

La capacité prédictive des cartes numériques existantes a été étudiée au regard de ce jeu de données collecté à l'échelle locale. Outre les données DIGI-CLIM précédemment décrites, les cartes numériques disponibles au pas de temps mensuel sur la période étudiée concernent principalement le modèle SAFRAN de Météo France (Durand et al. 1993). Plus récemment a été publiée un nouveau jeu de données, Chelsa (Karger et al. 2017), qui a l'avantage d'être disponibles au pas de temps mensuel et au pas kilométrique à l'échelle mondiale. Cependant, les dernières données disponibles datant de décembre 2019, il n'a été possible de comparer les températures minimales, moyennes et maximales que sur une période de 29 mois (à partir d'août 2017, date d'installation du dispositif). Les cartes de DIGI-CLIM ont été calculées dans un premier temps à la même résolution que Safran et Chelsa (8 km et 1 km), afin de dissocier l'effet du modèle de celui de la résolution. Dans un deuxième temps, DIGI-CLIM a été recalculé à différentes résolutions échelonnées entre 50 m et 50 km, dans le but de déterminer dans quelle mesure les performances des cartes étaient influencées par la taille de la cellule, et déterminer pour quelles résolutions les performances étaient optimales.

Résolution	Modèle :	Tmin		Tmoy		Tmax	
		R ²	MAE	R ²	MAE	R ²	MAE
8 km	SAFRAN	0.11	0.93	0.25	0.72	0.39	2.01
	DIGI-CLIM v3	0.42	0.73	0.47	0.59	0.08	1,05
1 km	Chelsa v2	0.29	1,15	0.61	0.53	0.67	1.12
	DIGI-CLIM v3	0.06	1.06	0.47	0.52	0.73	0.64
Résolution optimale	DIGI-CLIM v3	0.39	0.70	0.62	0.54	0.88	0.48
		100m	100m	100 m	100m	250m	250m

Table 7 : R² et MAE entre les cartes digitales de SAFRAN, Chelsa v2, et DIGI-CLIM v3, et les températures minimales (Tmin), moyennes (Tmoy), et maximales (Tmax), relevées sur les 14 sites autour de la commune de la Bresse (Vosges) entre août 2017 et novembre 2019 (28 mois). La meilleure performance est en vert, la seconde en bleu, et la moins bonne en rouge. Les valeurs correspondent à la moyenne des 12 mois de l'année. La résolution optimale correspond à la résolution offrant le meilleur compromis entre le R² et la MAE. Les Tmoy sont issues de la moyenne entre Tmin et Tmax.

Les températures maximales sont globalement bien mieux prédites que les températures moyennes, et surtout que les températures minimales, avec des différences conséquentes (Table 7). Les performances obtenues à l'échelle locale pour les Tmax avec DIGI-CLIM aux résolutions kilométriques ou infra-kilométriques sont très bonnes, proches des performances obtenues à l'échelle de la France, probablement du fait de l'effet plus important de l'altitude et du rayonnement solaire à cette période, deux variables dont la distribution spatiale est bien connue (Filahi 2019). A l'inverse, l'altitude joue un effet peu important sur les Tmin, qui sont principalement régies par des dynamiques de descente d'air froid influencées par la topographie, beaucoup plus difficiles à prendre en compte. Cela explique probablement les mauvaises performances générales obtenues à cette échelle. Le modèle DIGI-CLIM est celui qui prédit le mieux les Tmin mais les performances restent assez moyennes. Contrairement aux Tmoy et Tmax, on n'observe pas de dégradation nette de la performance avec l'augmentation de la résolution (Figure 51). Les données Chelsa et DIGI-CLIM v3 montrent des performances assez proches lorsque les données sont calculées au pas kilométrique. Bien que calculée à l'échelle mondiale, Chelsa est capable de prédire les variations de températures avec pertinence à l'échelle d'un petit bassin versant, les performances étant particulièrement bonnes pour les Tmoy comparativement aux autres sources de données. Notons également la faible performance de Safran quelle que soit la variable. Il présente des erreurs de prédiction (MAE) toujours supérieures à celles de DIGI-CLIM quand il est calculé à la même résolution, et supérieures à Chelsa, excepté pour Tmin (Table 7).

Au-delà des résultats fortement variables pour les Tmin, la diminution de la résolution des données DIGI-CLIM permet d'améliorer les performances. En effet, une dégradation des R² et des MAE a été observée au-delà de 100 m de résolution pour les températures moyennes,

et au-delà de 250 m pour les températures maximales (Figure 51). Ces résultats illustrent l'importance de la résolution spatiale et la pertinence du calcul de données à résolution infra-kilométrique pour de bonnes prédictions locales. La plus faible qualité des prédictions de Tmin, la mauvaise prise en compte des descentes d'air froid, et le faible effectif des postes explique probablement la courbe de Tmin (Figure 51). Notons également que plus les tailles de cellules sont importantes, plus les indicateurs de performance (et plus particulièrement le R²) sont dépendant du point d'origine de la grille qui détermine l'emprise des cellules. Rappelons que le site étudié est de petite taille (environ 8 km entre les sites les plus éloignés), et que le nombre de cellule impliqué peut être faible. Des tests réalisés montrent en effet que les performances changent de façon significative selon la position du point d'origine de la grille. Lors de futures analyses, la génération de multiples grilles de données dont le point d'origine serait aléatoire et dont les performances seraient moyennées permettrait de résoudre ce problème, en lissant la réponse des variables étudiées en fonction de la résolution.

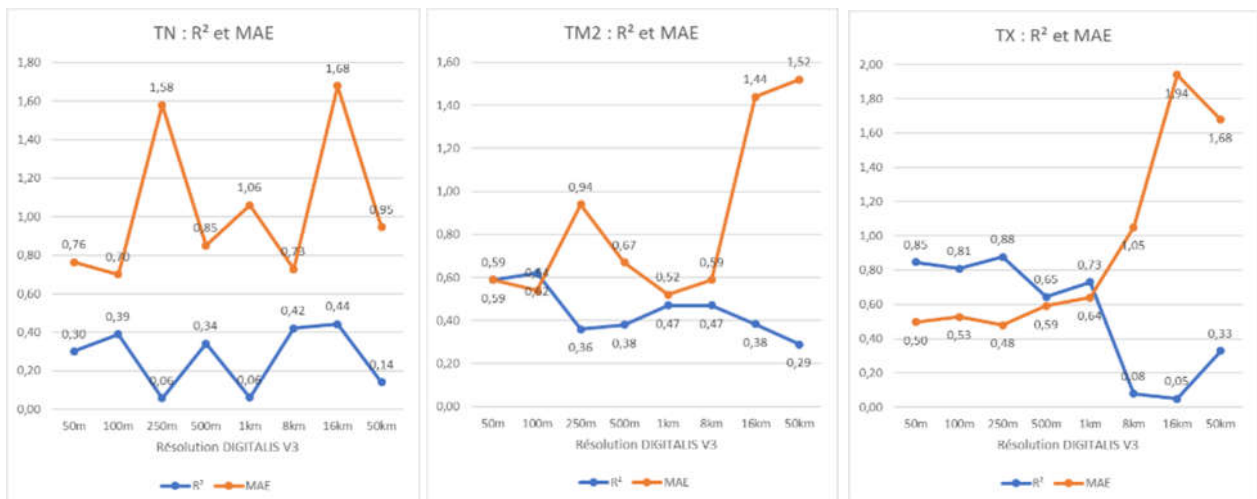


Figure 51 : R² et MAE entre les cartes digitales de DIGI-CLIM v3 calculées à des résolutions variant entre 50 m et 50 km, et les températures minimales (TN), moyennes (TM), et maximales (TX) relevées sur les 14 sites autour de la commune de la Bresse (Vosges) entre août 2017 et novembre 2019 (28 mois).

Conclusion : La mise en place d'un dispositif de mesures à l'échelle d'un petit bassin versant a permis de hiérarchiser les facteurs déterminant les variations spatiales de températures à l'échelle locale. Alors qu'un effet de versant était attendu en complément de l'altitude, c'est un effet massif des descentes d'air froid qui a été mis en évidence, à un tel point qu'il masque en grande partie l'effet de l'exposition. La difficulté à simuler ces effets dans les modèles numériques existants explique leur plus faible performance pour les températures minimales comparativement aux températures moyennes ou maximales. Un effort doit donc porter à la fois sur la compréhension de la dynamique locale des descentes d'air froid, et sur leur meilleure prise en compte dans les modèles. Les résultats obtenus sur le dispositif de La Bresse ont conduit à une meilleure intégration des variables topographiques entre la version 2 et la version 3 de DIGI-CLIM, passant d'un R² de 0,20 à 0,39 pour les Tmin par exemple. Ces améliorations doivent se poursuivre, elles seront possibles grâce à l'acquisition de nouvelles données de terrain entre 2019 et 2023, pas encore exploitées. Ces résultats montrent également que les prédictions des bases DIGI-CLIM et CHELSA peuvent être pertinentes à l'échelle d'un

petit bassin versant, les résultats étant logiquement plus contrastés pour SAFRAN. Une des limites à ce travail tient dans la représentativité du jeu de données utilisé, le nombre de sites (14) étant assez faible, limitant le nombre de répétitions, des particularismes locaux pouvant intervenir à l'échelle du site. D'autres dispositifs de ce type devraient également être mis en place dans d'autres massifs afin de vérifier la concordance des résultats dans des contextes topographiques différents. Les travaux concernant les effets de la résolution doivent être poursuivis et renforcés, car ils suggèrent que des gains de performances peuvent être réalisés en descendant à des résolutions infra-kilométriques, particulièrement pour les températures maximales et moyennes. Un compromis devra ainsi être trouvé entre résolution spatiale et volume de données lors des prochaines versions de la base DIGI-CLIM. Enfin, ce genre de dispositif devrait être étendu à la pluviométrie afin d'évaluer notre capacité à prendre en compte la variabilité locale, dans le but d'améliorer la caractérisation du stress hydrique subit par les végétaux.

314) Evaluation de l'eau disponible pour les plantes

3141) Calculs de bilan hydrique mensuels pour la période 1961-2020

Une évaluation la plus pertinente possible de la quantité d'eau disponible pour les plantes est essentielle en contexte de changement climatique (Crimmins et al. 2011). De nombreuses études menées à large échelle utilisent des approches très simplifiées, en considérant l'effet des pluies et des températures, souvent séparément, la capacité de stockage de l'eau dans le sol étant rarement prise en compte (Djebou et al. 2015; Quetin et Swann 2017). Dans la réalité l'eau disponible est un stock issu de la résultante des flux d'apports et de départs à proximité du système racinaire de la plante (Cecilio et al. 2012). Dans le contexte de changement climatique actuel, l'augmentation des températures, dont l'intensité varie dans l'espace, couplée au changement de régime des pluies, qui peut engendrer des augmentations ou des diminutions qui varient selon le lieu et la saison, peut ainsi donner pour les périodes futures des combinaisons variées difficilement prédictibles (IPCC 2021).

La disponibilité de données de rayonnement solaire, de températures, de précipitations, couplées à des données de RUM des sols, ouvre la possibilité de calculs de bilans en eau spatialisés à l'échelle du territoire (Viviroli et al. 2009; Zierl 2001). La solution la plus simple consiste en un calcul de bilan hydrique climatique (BHC) issu de la différence entre les apports (les pluies) et les départs (l'évapotranspiration potentielle, ETP). Afin de se rapprocher du fonctionnement réel de la dynamique de l'eau, il paraît plus pertinent d'intégrer la capacité du sol à stocker l'eau estimée à travers la RUM à travers un calcul de bilan hydrique édaphique. Enfin, la question de la prise en compte la diffusion de l'eau dans le sol via les différents flux se pose. Si différentes façons d'estimer la quantité d'eau disponible sont possibles, et que les plus élaborées semblent les plus pertinentes d'un point de vue physiologique, on peut cependant s'interroger sur la pertinence de ces calculs. Chacune des variables élémentaires utilisées possédant une incertitude non négligeable, il est possible que les imprécisions de chacune d'entre elles se cumulent, pénalisant les calculs les plus complexes. De ce fait, une variable combinant de nombreuses entrées, bien que physiologiquement plus pertinente, pourrait être moins efficace qu'une variable élémentaire, comme la pluie par exemple.

Pour chaque mois de la période 1961-2020, les ETP ont été calculées avec la formule de Turc (Turc 1961) et les bilans hydriques édaphiques l'ont été avec la formule de Thornthwaite (Piedallu et al. 2014c; Thornthwaite et Mather 1955). Différents indices peuvent

en être extraits, dont la réserve utile (RU, eau contenue dans le sol) et le déficit d'évaporation en eau (DE, eau manquant dans le sol pour être évaporée ou transpirée, différence entre l'ETP et l'ETR, l'ETP étant l'eau évaporée ou transpirée sans limitation de ressource, et l'ETR étant l'eau réellement évaporée ou transpirée en fonction de la quantité réellement disponible dans le sol). La comparaison des indices de bilan en eau climatiques (BHC, différence entre P et ETP) et édaphiques montre que la prise en compte du compartiment sol induit d'importantes différences dans l'évaluation du stock d'eau disponible pour les arbres (Figure 52). La RU du sol est faiblement corrélée aux BHC, une faible pluviométrie dans les plaines est compensée par des sols plus profonds, contrairement aux zones de montagne pour lesquels de fortes pluviométries peuvent ne pas être stockées dans des sols à faible RUM (Piedallu et al. 2013).

La validation des bilans hydriques reste complexe du fait du manque de données. L'utilisation de 25 placettes indépendantes RENECOFOR (Ulrich 1995) avec des données de pluies, de températures, des descriptions de sol, et pour 7 d'entre elles de rayonnement solaire ont permis une comparaison sur la période 1996-2005. On obtient un R^2 de 0.79 et une RMSE de 7, 1 mm à l'échelle nationale pour les DE estivaux (juin, juillet août) (Piedallu et al. 2014c). En outre, le bilan en eau du sol est apparu plus efficace que les variables climatiques pour expliquer la distribution de 37 espèces d'arbres parmi les plus communes en Europe. C'est particulièrement le cas pour les espèces hygrophiles, méso-hygrophiles, mésoxérophiles ou xérophiles, dont la distribution est mieux prédite pour 82% d'entre elles (Figure 53). Il en ressort que malgré les nombreuses limites des données disponibles en France, les variables climatiques, qui sont une représentation simplifiée de l'eau disponible pour les plantes, peuvent être supplantées par des bilans en eau du sol plus pertinents (Piedallu et al. 2013).

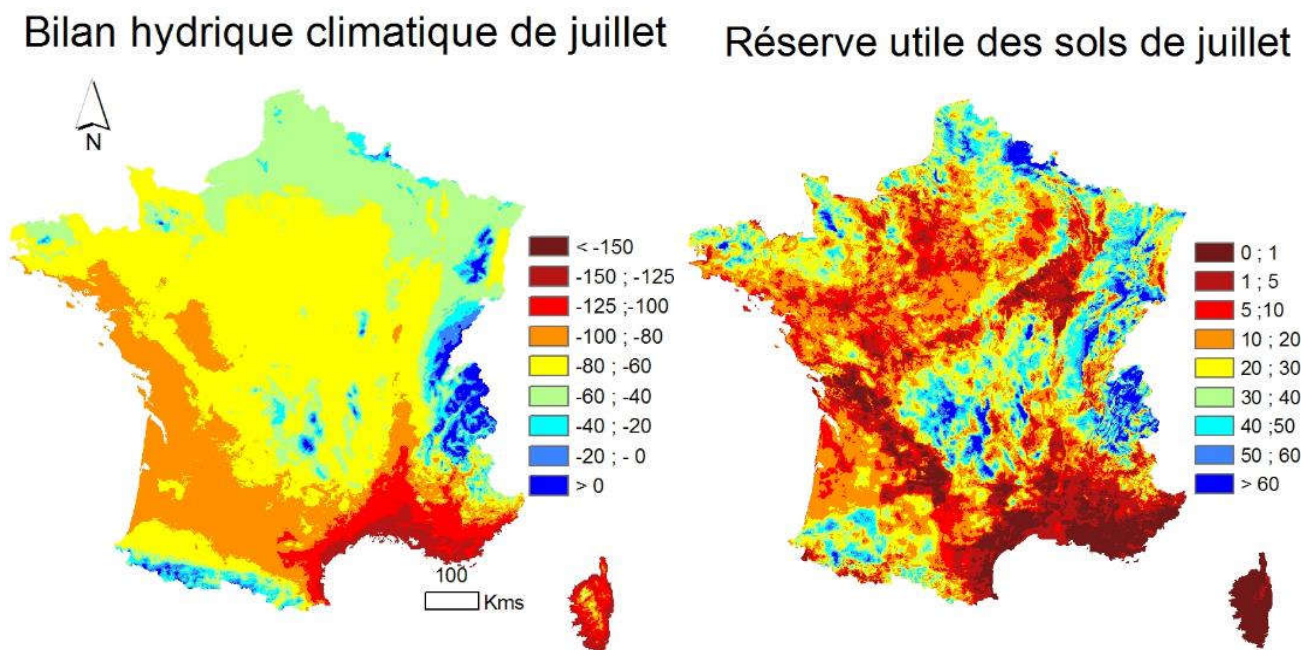


Figure 52 : Eau disponible pour les plantes pour un mois de juillet moyen pour la période 1961-1990 : à gauche, vu à travers le bilan hydrique climatique, à droite à travers le bilan hydrique édaphique (RU). Toutes les valeurs sont en millimètres (Piedallu et al. 2013).

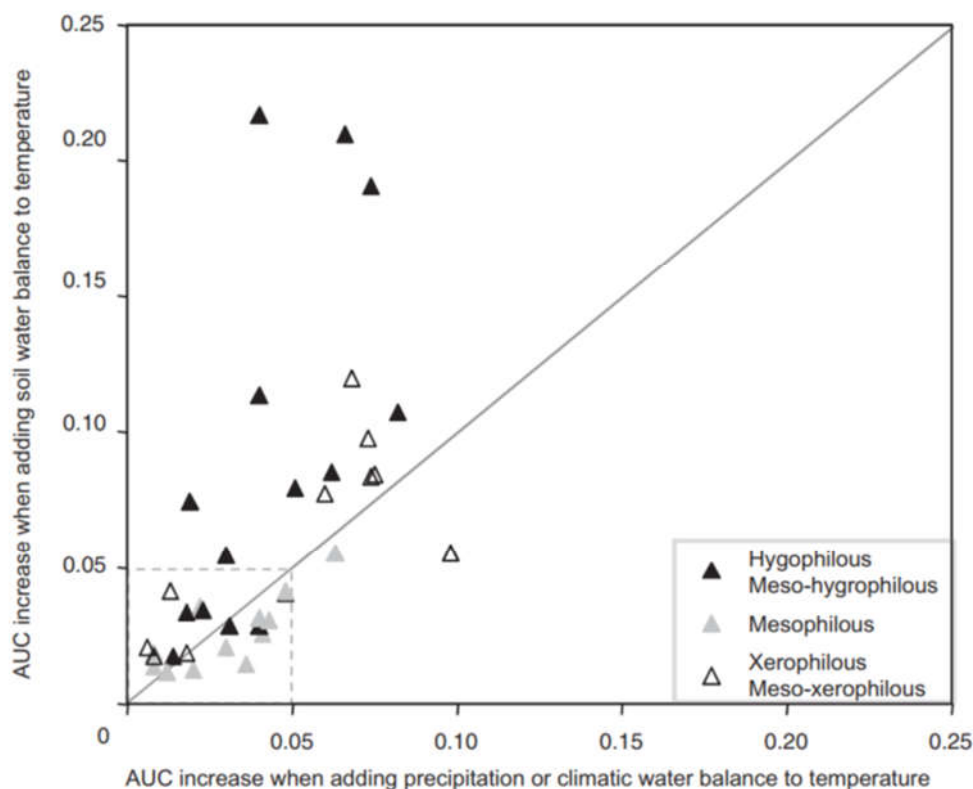


Figure 53 : Augmentation de l'AUC du modèle de distribution pour 37 espèces d'arbres lorsque les variables climatiques (précipitations ou BHC) ou édaphiques (RU du sol ou DE) sont ajoutées au nombre de jours de température au-dessus de 5°C et à la température minimale d'hiver. L'AUC est un indicateur de performance qui varie entre 0 et 1, une valeur élevée indiquant une bonne performance. L'augmentation moyenne d'AUC est de 0.041 pour les variables climatiques et 0.060 pour les variables édaphiques (Piedallu et al. 2013).

Bien que de nombreuses études montrent l'influence des flux hydriques de surface ou de subsurface sur le bilan en eau dans le sol (Ticehurst et al. 2003; Weyman 1973), ces derniers ne sont souvent pas intégrés dans les calculs spatialisés de bilan en eau calculés à large échelle permettant d'étudier l'écologie des plantes. Un modèle a été développé à l'échelle régionale (Grand-est de la France), utilisant des données d'entrée facilement disponibles et permettant un calcul dans un premier temps au pas de temps journalier, ensuite agrégé au pas mensuel. Il intègre les flux entrant et sortants de surface (calculés à partir du « curve number, (USDA 1972)) et de subsurface basés sur les relations décrivant le mouvement de l'eau à saturation dans le sol en fonction de la topographie et de la conductivité hydraulique des horizons (Beven 1981; Darcy 1856). L'intégration des flux dans le calcul conduit à estimer une réserve utile disponible pour les plantes globalement plus basse, avec des différences selon le type de substrat et la position topographique (Ondo et al. 2017). Ces différences sont plus importantes dans les zones avec des périodes à forte pluviométrie, les sols à forte conductivité (sables, sols métamorphiques, ...) ou de fortes pentes. Globalement, on observe entre 5 et 25 % d'eau en moins sur les crêtes comparativement aux vallées dans les zones métamorphiques, sableuses ou sédimentaires du fait de la redistribution de l'eau le long des toposéquences (Figures 54 et 55).

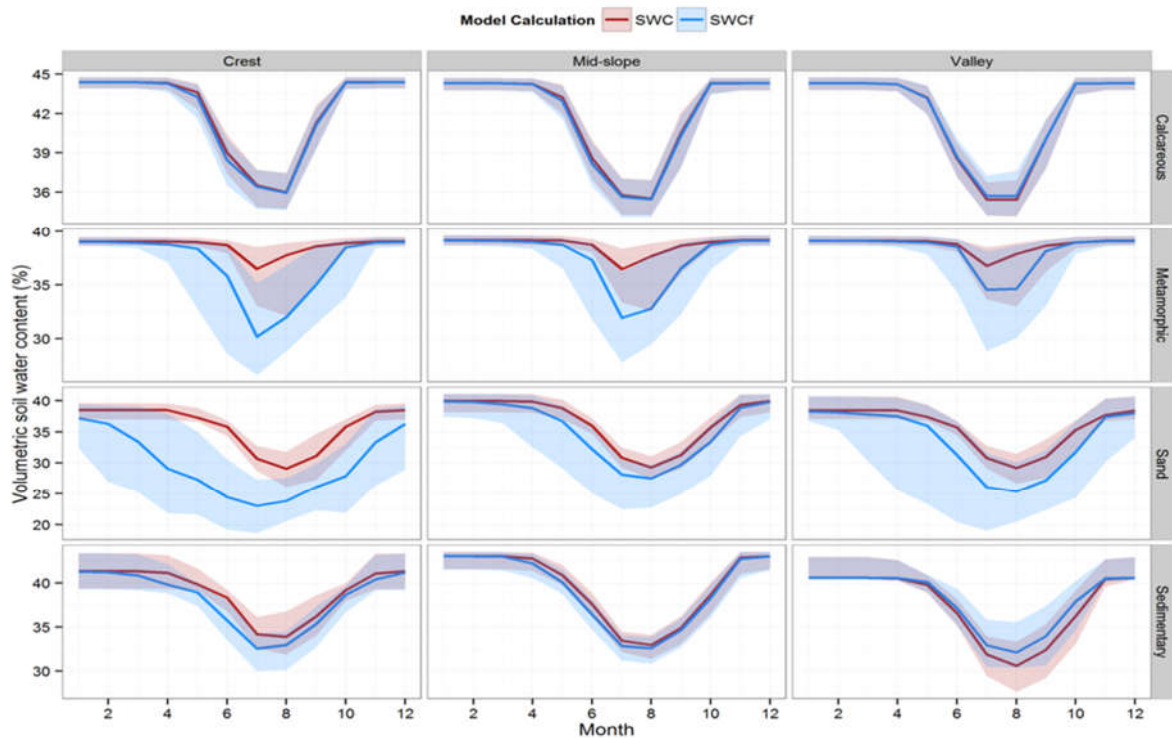


Figure 54 : Valeurs mensuelles de teneur en eau (en %) calculées sans les flux latéraux (SWC) et avec (SWCf) pour la période 1961-1990 dans le nord-est de la France, pour différents types géologiques et positions topographiques. Le trait plein représente la médiane et la surface colorée la gamme entre le 1^{er} et le 3^{eme} quartile. $N = 350$ pour chaque graphique (Ondo et al. 2017).

Les calculs de réserve en eau (RU) et de déficit d'évaporation (DE) estimés avec et sans la prise en compte des flux latéraux ont été comparés pour prédire la distribution de 19 essences. 74 % et 79 % des espèces voient leur distribution significativement mieux prédite par l'ajout des flux latéraux dans le calcul de la RU et du DE, respectivement. Les espèces pour lesquelles l'amélioration n'est pas significative sont présentes sur les zones de plateau calcaire de lorraine, où les flux simulés sont faibles, ou bien en montagne où la disponibilité en eau n'était pas limitante pendant la période d'étude (Ondo et al. 2017).

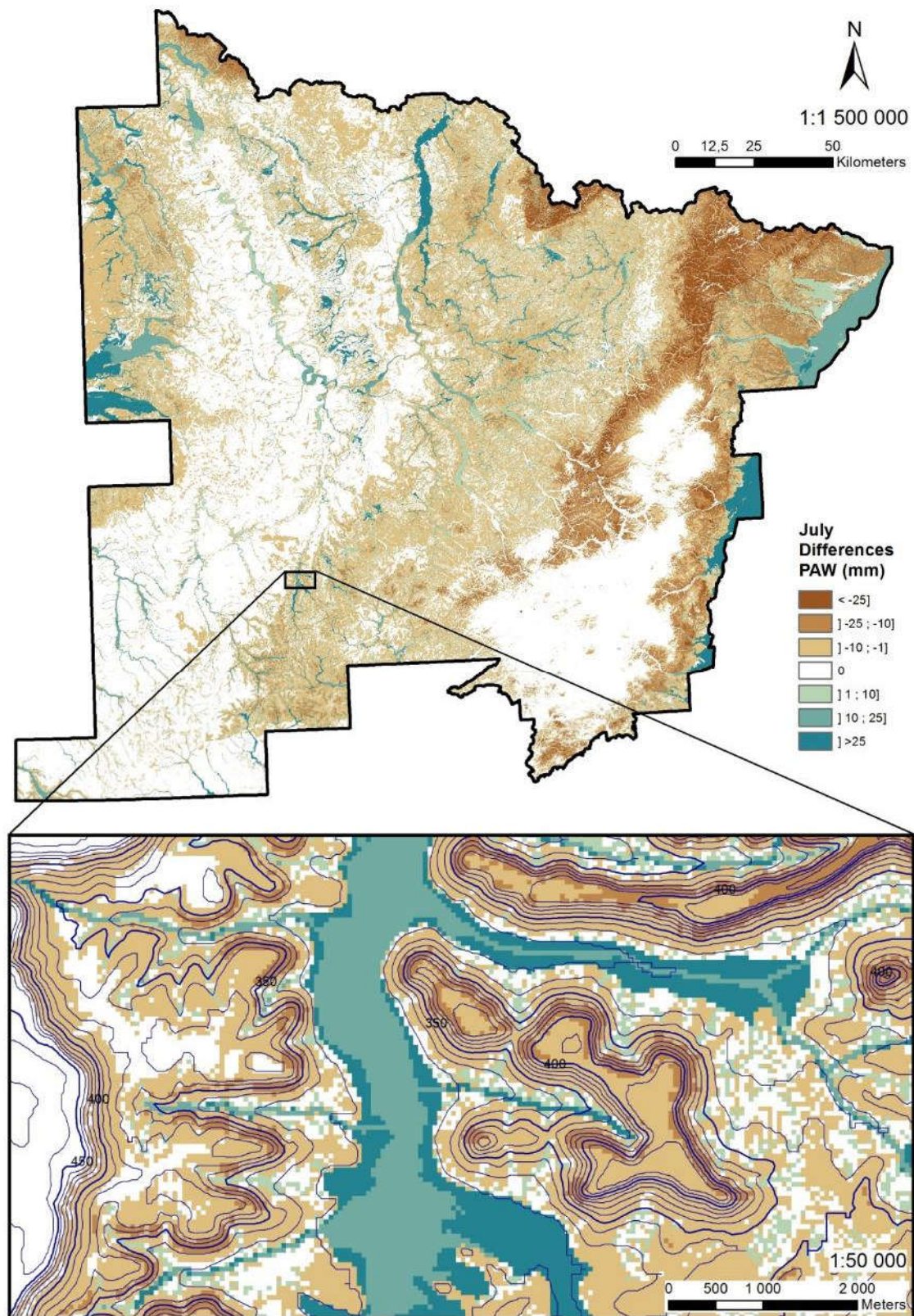


Figure 55 : Différences de réserve en eau estimée avec et sans les flux pour un mois de juillet moyen sur la période 1961-1990 (PAW, en mm). Une valeur positive indique un apport des flux tandis qu'une valeur négative montre un départ (Ondo et al. 2017).

Species	Presence	PAWgs			DEgs		
		D ²	D ² dif	Signif.	D ²	D ² dif	Signif.
<i>Acer_campestre</i>	837	0.432	0.002		0.429	0.002	
<i>Acer_platanoides</i>	108	0.117	0.003		0.083	0.012	*
<i>Acer_pseudoplatanus</i>	798	0.151	0.002		0.148	0.000	
<i>Alnus_glutinosa</i>	155	0.156	0.022	***	0.161	0.033	***
<i>Betula_pendula</i>	575	0.095	0.004	*	0.092	0.006	**
<i>Carpinus_betulus</i>	1464	0.312	0.013	***	0.315	0.014	***
<i>Fagus_sylvatica</i>	1863	0.057	0.012	***	0.053	0.015	***
<i>Fraxinus_excelsior</i>	948	0.162	0.004	*	0.171	0.005	**
<i>Pinus_sylvestris</i>	378	0.199	0.014	***	0.171	0.031	***
<i>Prunus_aviium</i>	538	0.117	0.004	*	0.112	0.004	*
<i>Quercus_petraea</i>	1045	0.067	0.013	***	0.074	0.011	***
<i>Quercus_robur</i>	767	0.163	0.017	***	0.164	0.017	***
<i>Salix_caprea</i>	475	0.019	0.007	**	0.022	0.011	***
<i>Sorbus_aria</i>	431	0.286	0.005	*	0.266	0.009	***
<i>Sorbus_aucuparia</i>	210	0.292	0.006	*	0.288	0.004	
<i>Sorbus_torminalis</i>	478	0.324	0.002		0.322	0.001	
<i>Tilia_cordata</i>	124	0.099	0.008	*	0.104	0.011	*
<i>Tilia_platyphyllos</i>	133	0.132	0.009	*	0.128	0.013	**
<i>Ulmus_minor</i>	137	0.16	0.007		0.159	0.009	*

Table 8 : Changements de performances des modèles de distribution de 19 espèces d'arbres quand les flux latéraux sont ajoutés dans le calcul de bilan hydrique édaphique : d^2 pour le modèle sans les flux latéraux, différence de d^2 quand les flux sont ajoutés, et significativité de l'apport des flux dans le modèle. Tous les modèles incluent la température et le pH de surface du sol, et en plus soit la RU (PAW) ou le DE. Nombre de placettes utilisées = 2419. Significativité : *** < 0.001; ** < 0.01; * < 0.05 (Ondo et al. 2017).

Conclusion : L'eau disponible dans le sol est l'un des facteurs les plus complexe à évaluer et de nombreuses incertitudes pèsent sur son estimation et sa cartographie. Les travaux réalisés mettent en évidence d'importantes différences selon la méthode utilisée pour estimer la quantité d'eau disponible pour les arbres. Malgré le fait que la RUM des sols soit évaluée de façon relativement grossière et que de nombreuses variables ayant chacune leurs propres incertitudes soient combinées, les cartes des variables liées bilan hydrique édaphique se sont montrées plus performantes que les calculs plus simples uniquement à base de données climatiques. Au-delà des différences de performances, il a été démontré que la forme de la réponse liant la distribution des espèces à la ressource en eau pouvait être significativement modifiée quand l'estimateur utilisé intégrait le compartiment sol (Piedallu et al. 2013). Ce résultat implique des différences potentiellement importantes lors de simulations en contexte de climat changeant, avec des perspectives d'évolution de l'espèce pouvant être opposées selon le choix du prédicteur. Une attention particulière doit donc être portée au choix et à la méthode de calcul des variables spatialisées caractérisant le niveau hydrique. Les limites liées à ces calculs sont nombreuses et pour certaines difficilement solutionnables. L'estimation du réservoir sur une profondeur plus importante, idéalement équivalente à la profondeur d'enracinement des arbres, serait probablement d'un grand bénéfice pour l'étude de l'écologie des arbres. Cependant, le faible nombre de fosses profondes disponibles limite les possibilités

de spatialisation. Enfin, la prise en compte de la neige permettrait de mieux quantifier le décalage de la disponibilité en eau vers le printemps pour les zones de montagne (Zierl 2001).

Nous avons également montré qu'il était possible d'améliorer les cartes numériques représentant la ressource en eau des sols en intégrant les flux latéraux de surface et de subsurface, tout en utilisant des données de base facilement disponibles permettant leur spatialisation. Ces travaux permettent une meilleure prise en compte de la topographie locale, ce qui représente un enjeu important pour déterminer la vulnérabilité des espèces au changement climatique, les zones refuges, et les corridors biologiques potentiels. Les flux simulés semblent relativement faibles au regard des données issues de mesures (Blyth et al. 2004; Western et al. 2004). Cependant, du fait des différences de climat, de sol, de topographie, de période, et d'emprise spatiale étudiée, souvent très locale dans ces études, ces résultats sont souvent difficilement comparables entre eux. La disponibilité de mesures permettant de quantifier l'eau du sol disponible pour les plantes le long de toposéquences serait très utile pour évaluer la pertinence de cette approche. Les limites du modèle réalisé sont nombreuses et sont autant de pistes d'amélioration possibles. Par exemple, le manque de données décrivant les différents horizons n'a pas permis de prendre en compte les flux verticaux malgré leur importance dans la dynamique de l'humidité des sols (Grayson et Western 2001). De plus, les calculs ont été réalisés à partir de données climatiques moyennées sur la période 1961-1990, la disponibilité de données à relativement fine résolution spatiale à un pas de temps plus fin, comme celles de la base DIGI-CLIM, n'existant pas lors de cette étude. L'usage de données au pas de temps mensuel permettrait désormais un calcul mieux adapté aux conditions climatiques de la période concernée. Enfin, le passage à des données climatiques au pas de temps journalier, malgré des volumes importants, permettrait de mieux appréhender les périodes de pluies intenses qui génèrent les écoulements les plus importants, et de stress climatique dont l'impact est fort sur la végétation (Gutschick et BassiriRad 2003; Lebourgeois et al. 2010).

3142) Evolution du climat

La constitution de jeux de données homogènes issus de postes Météo France avec des séries homogénéisées sur des pas de temps longs, ainsi que calcul de cartes numériques depuis les années 1960 jusqu'à nos jours, ouvrent des perspectives pour analyser l'évolution récente du climat. La reconstitution en tout point de l'espace des séquences climatiques passées est une étape essentielle pour comprendre les dynamiques de végétation observées et pouvoir mieux anticiper les conséquences des changements à venir. Pour les températures ou les précipitations, ces évolutions peuvent être soit calculées directement à partir des séries homogénéisées de postes météorologiques, qui ont l'avantage de ne pas prendre en compte l'incertitude générée par la méthode de spatialisation, mais qui peuvent ne pas être représentatif de l'ensemble du territoire du fait de différences de densité des postes, soit à partir des cartes digitales. Certaines composantes des ETP et des bilans hydriques n'étant pas disponibles sur un grand nombre de postes météorologiques, leurs évolutions ont uniquement été calculées à partir des cartes numériques. La disponibilité des modèles de l'IPCC pour différents scénarios et différentes périodes futures permet également des simulations pour l'avenir. Les évolutions sont souvent représentées sous forme d'anomalies (différences entre deux périodes, qui peuvent être absolues (période récente – période ancienne), ou relatives (elles sont alors pondérées par les valeurs de la période ancienne). Pour l'étude de l'évolution passées du climat, 1961- 1987 ou 1990 sont souvent pris comme période de référence en France du fait d'une brusque augmentation des températures à partir de cette date (Figure 56).

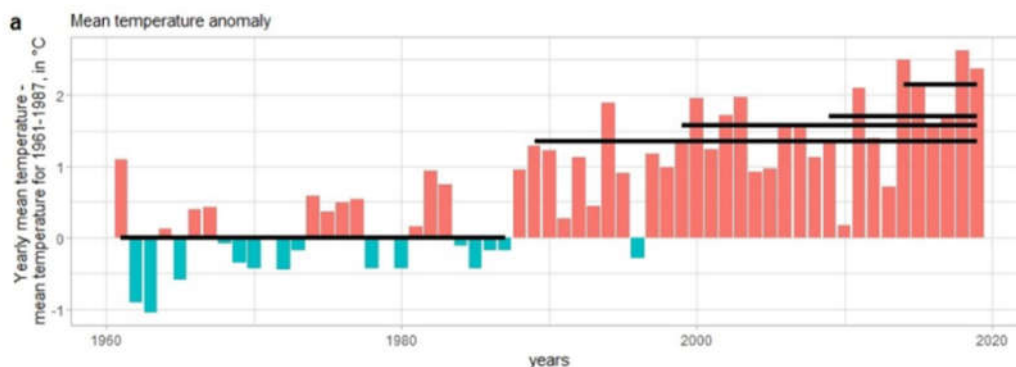


Figure 56 : Anomalies de températures moyennes par rapport à la période 1961-1987 dans les montagnes Vosgiennes (DIGI-CLIM). Les lignes horizontales représentent les moyennes pour les périodes 1961-1987, 1989-2019, 1999-2019, 2009-2019 et 2014-2019 (Benoit 2022).

En France, avec une augmentation moyenne de 1,3°C entre 1961-1990 et 1991-2020, les températures maximales se sont plus réchauffées que les températures moyennes (1,1°C) et les minimales (1°C), alors que les précipitations moyennes annuelles augmentent légèrement (+29,4 mm, table 9). Ces valeurs moyennes cachent de nombreuses différences, le réchauffement étant plus important au printemps et en été, ainsi que dans la moitié est de la France (Figure 57). Les températures maximales de printemps ont ainsi augmenté de 1,8°C contre 0,7°C en automne (Table 9). La hausse des précipitations est surtout impulsée par une augmentation des pluies d'automne, les évolutions étant globalement négatives en hiver et printemps. Les variations spatiales sont très marquées : le déficit de pluies est plus important dans le sud voire le nord-est de la France en saison de végétation, tandis que la tendance est plutôt à l'augmentation dans le nord de la France et en Bretagne (Figure 57). Dans le sud-est, les déficits pluviométriques enregistrés tout au long de l'année sont compensés par une forte augmentation des pluies automnales, principalement sous forme d'épisodes cévenols, illustrant la nécessité de prendre en compte la saisonnalité des variables climatiques (et l'intensité des pluies).

Variable	n	Hiver	Printemps	Été	Automne	Année
<i>T moy</i> (°C)	227	+ 0.9	+1.4	+1.5	+0.8	+1.1
<i>T min</i> (°C)	267	+ 0.8	+1.1	+1.3	+0.8	+1.0
<i>T max</i> (°C)	267	+1.0	+1.8	+1.7	+0.7	+1.3
Pluie (mm.)	1023	- 1.6	-5.9	+8.8	+28.0	+29.4

Table 9 : Evolution des températures et des pluies pour la France métropolitaine entre 1961-1990 et 1990-2020, à partir des séries homogénéisées de Météo France complètes.

La combinaison des augmentations de températures et des évolutions de pluviométrie, fortement variables sur de faibles distances, rend difficile l'estimation des variations du stock d'eau. Le calcul du bilan en eau des sols montre que le stress hydrique s'est accentué lors de ces dernières années. Par exemple, dans les Vosges, région traditionnellement parmi les plus humides de France, le déficit hydrique a fortement augmenté depuis une dizaine d'années, avec un enchaînement inédit d'années se succédant avec des niveaux de stress importants, ce qui n'était le cas ni en 1976 ni en 2003 (Figure 58).

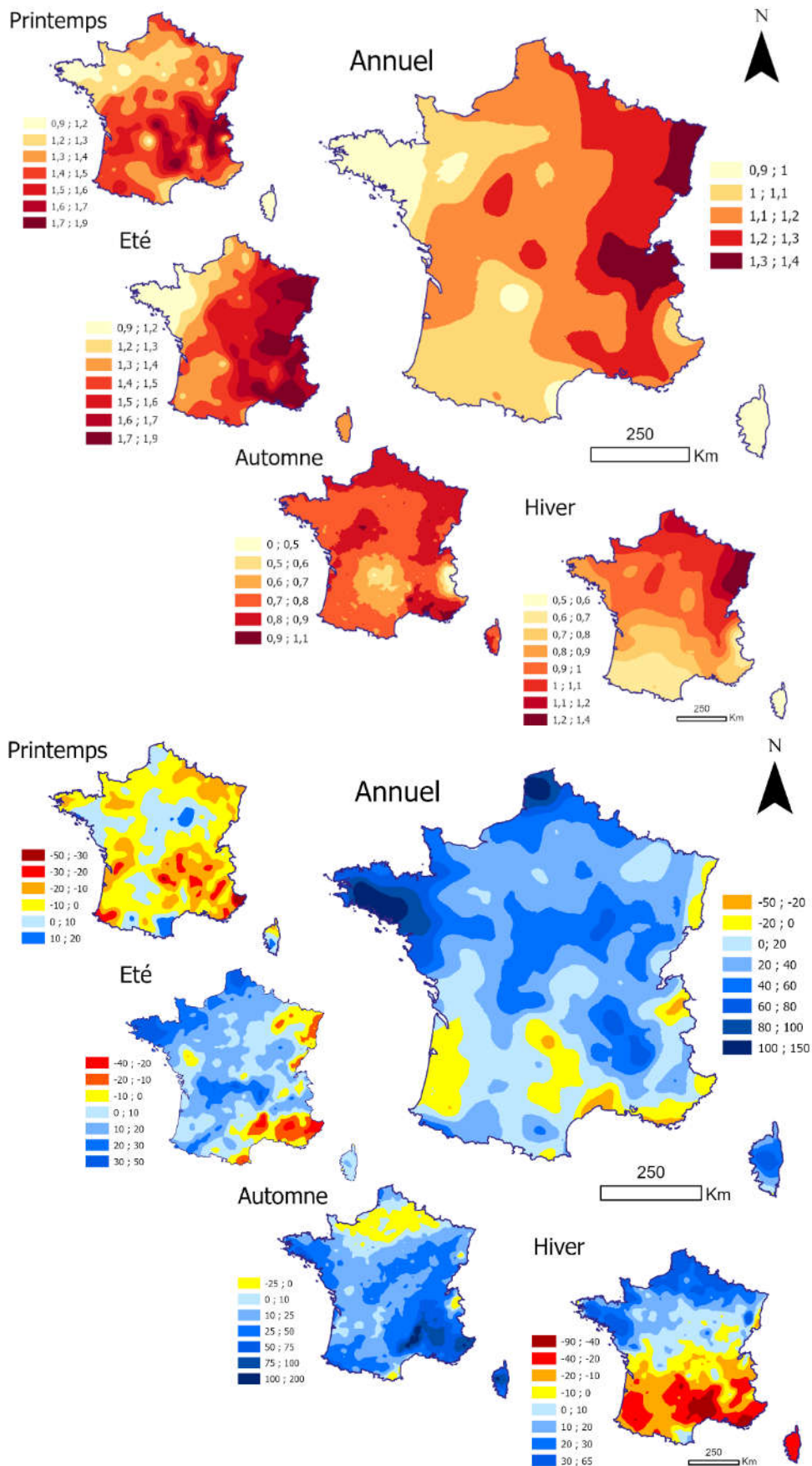


Figure 57 : Anomalies des températures moyennes (haut) et les précipitations (bas) en France métropolitaine entre les périodes 1961-1990 et 1991-2020. Les différences ont été calculées par interpolation des valeurs calculées sur les stations de Météo France à l'aide des séries homogénéisées utilisées Table 9.

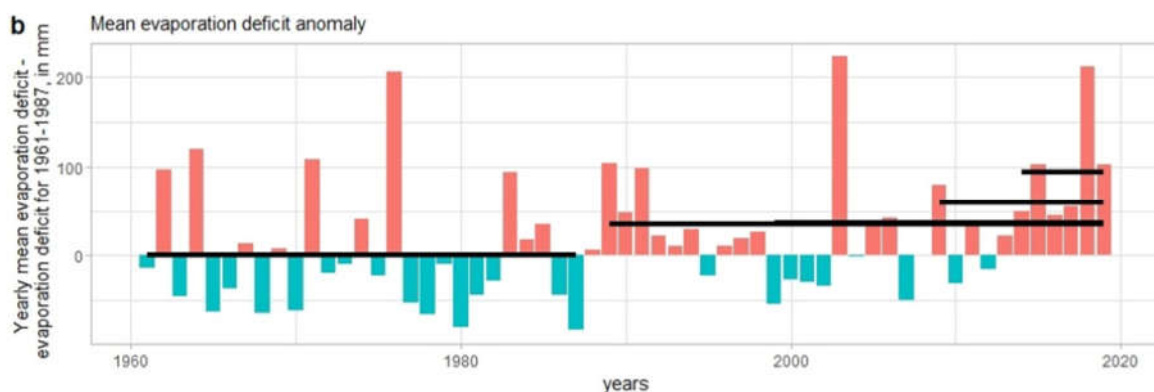


Figure 58 : Anomalies de déficit d'évaporation (DE) dans les montagnes Vosgiennes par rapport à la période 1961-1987 (DIGI-CLIM). Lignes horizontales = moyennes pour les périodes 1961-1987, 1989-2019, 1999-2019, 2009-2019 et 2014-2019. Une valeur positive indique une augmentation du stress (Benoit 2022).

Les calculs d'anomalies montrent une évolution par rapport à une période ancienne, et sont dépendant du choix des périodes sélectionnées. Une autre solution consiste à représenter les évolutions sous forme de tendances. Ainsi, le coefficient de la droite de régression de la variable climatique étudiée a été calculé pour chaque pixel et cartographié. La figure 59 illustre cette approche pour la RU et le DE, montrant une forte augmentation des sécheresses estivales dans le nord-est de la France, le centre ouest, et les montagnes du sud méditerranéen au cours des 30 dernières années. On voit également une forte variabilité spatiale, les tendances pouvant s'atténuer voire s'inverser à quelques dizaines de kilomètres près.

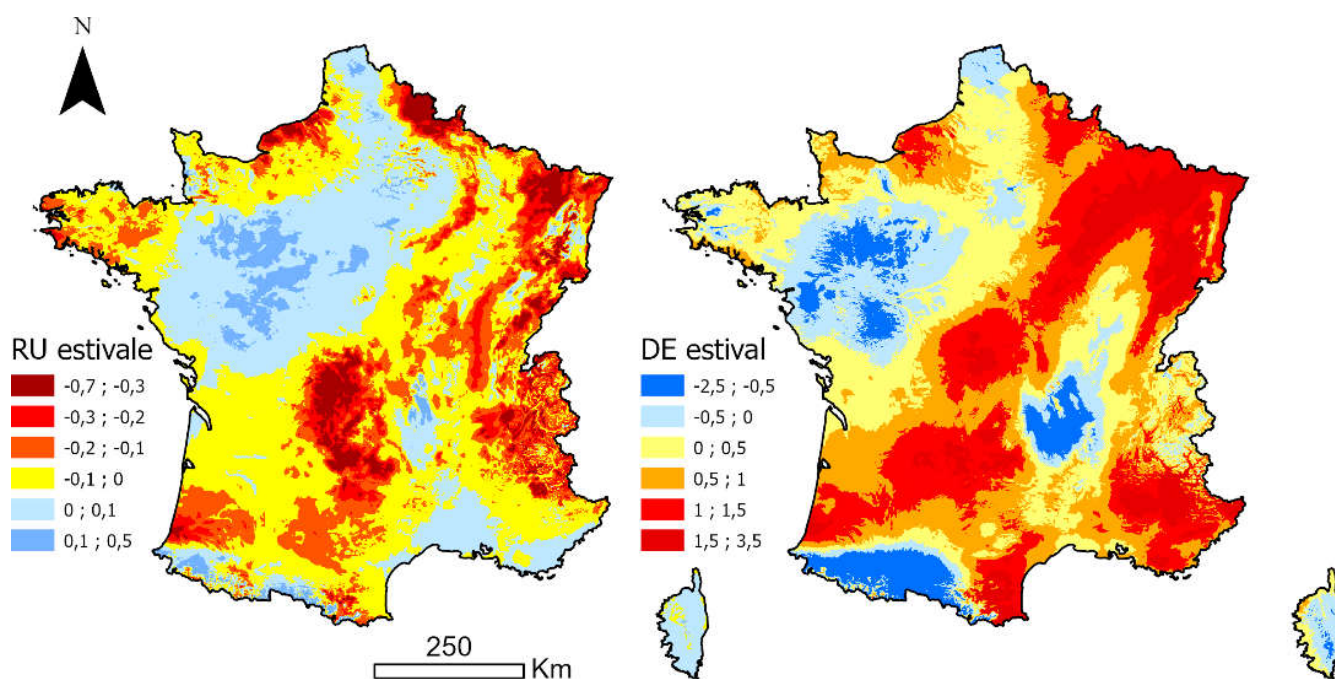


Figure 59 : Coefficients de droites de régressions calibrées sur la RU et le DE estival (juin, juillet et août) entre 1986 et 2019. Une valeur positive indique une augmentation de la RU ou du DE sur la période (Piedallu et al. 2022a) (cartes DIGI-CLIM).

En utilisant les modèles de l'IPCC (IPCC 2013), il est possible de simuler les évolutions climatiques pour différents modèles et scénarios futurs et à différentes échéances de temps. La Figure 60 montre un exemple de résultat dans la vallée de la Doller (Haut Rhin). On y voit que les températures simulées pour la période 2016-2035 sont déjà atteintes entre 2015 et 2020, et que les niveaux de stress hydrique moyens de cette même période sont également dépassés. Ces simulations montrent que l'augmentation du stress hydrique s'accroîtrait en fin de siècle, y compris pour des scénarios modérés. Par exemple, une diminution de plus de 2% de la RU moyenne annuelle a été évaluée sur Nancy entre 1961-1985 et 1985-2000 à partir des données climatiques rétrospectives, elle atteindrait entre 5 et 15 % en 2070-2100 selon la simulation climatique utilisée, avec un DE annuel qui pourrait être multiplié d'un facteur 2 à 4 (Piedallu et al. 2014c). D'un point de vue spatial, les plus fortes baisses de RU se situent logiquement là où le stock est le plus important, alors que les DE se creusent plus fortement dans les zones de basse altitude (Figure 61). La simulation et la cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol selon différents modèles et scénarios est un enjeu important afin de mieux anticiper les effets du climat à venir.

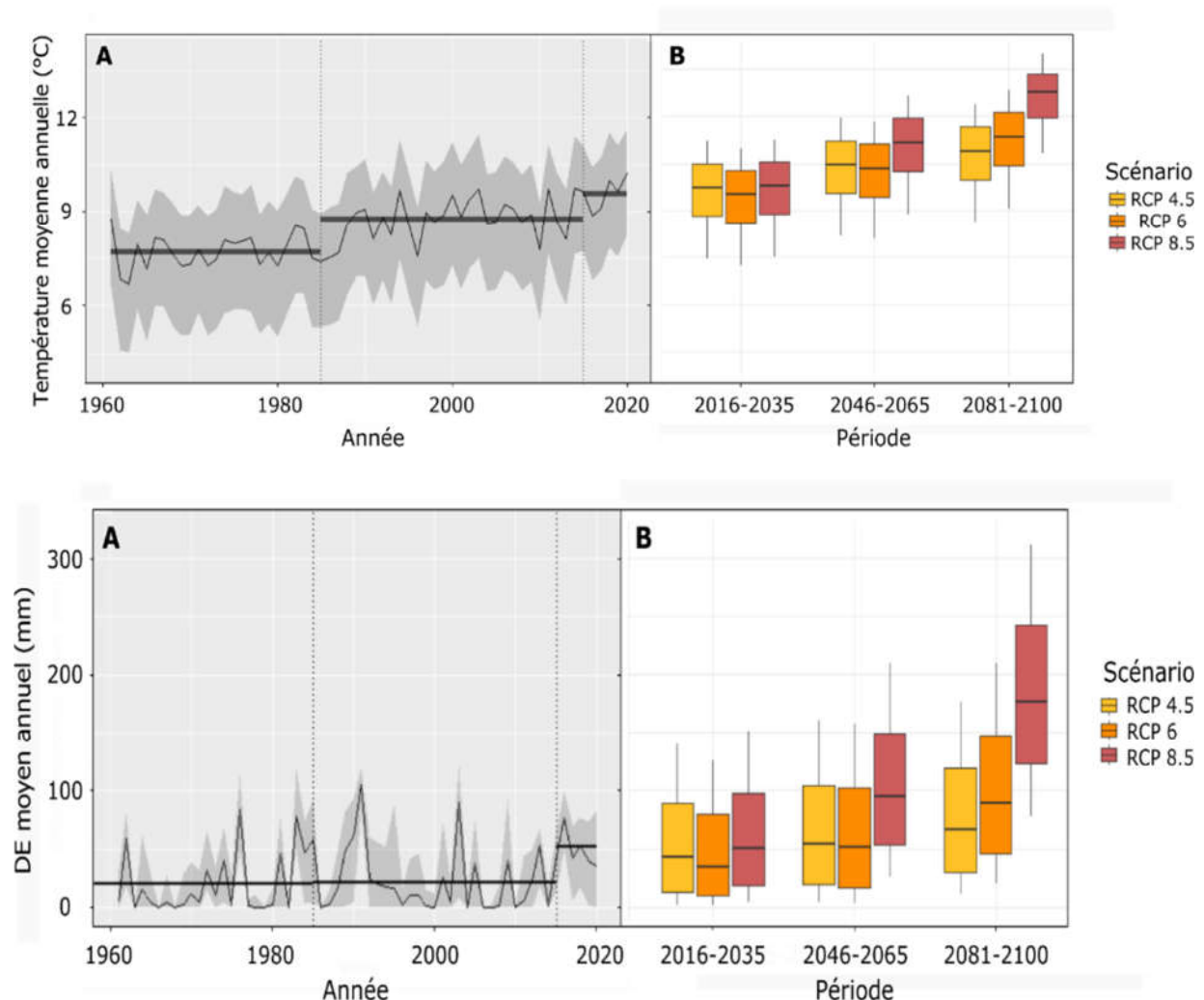


Figure 60 : Evolution des températures moyennes annuelles et des DE annuels dans la vallée de la Doller (Haut Rhin), entre 1961 et 2020 (cartes DIGI-CLIM), et pour les périodes 2016-2035, 2046-2065, et 2081-2100, selon 35 modèles pour chacun des 3 RCP étudiés (Taylor et al. 2012). Les traits horizontaux correspondent aux moyennes de 3 périodes : 1961-1985, 1986-2014, et 2015-2020 (CCRN 2021).

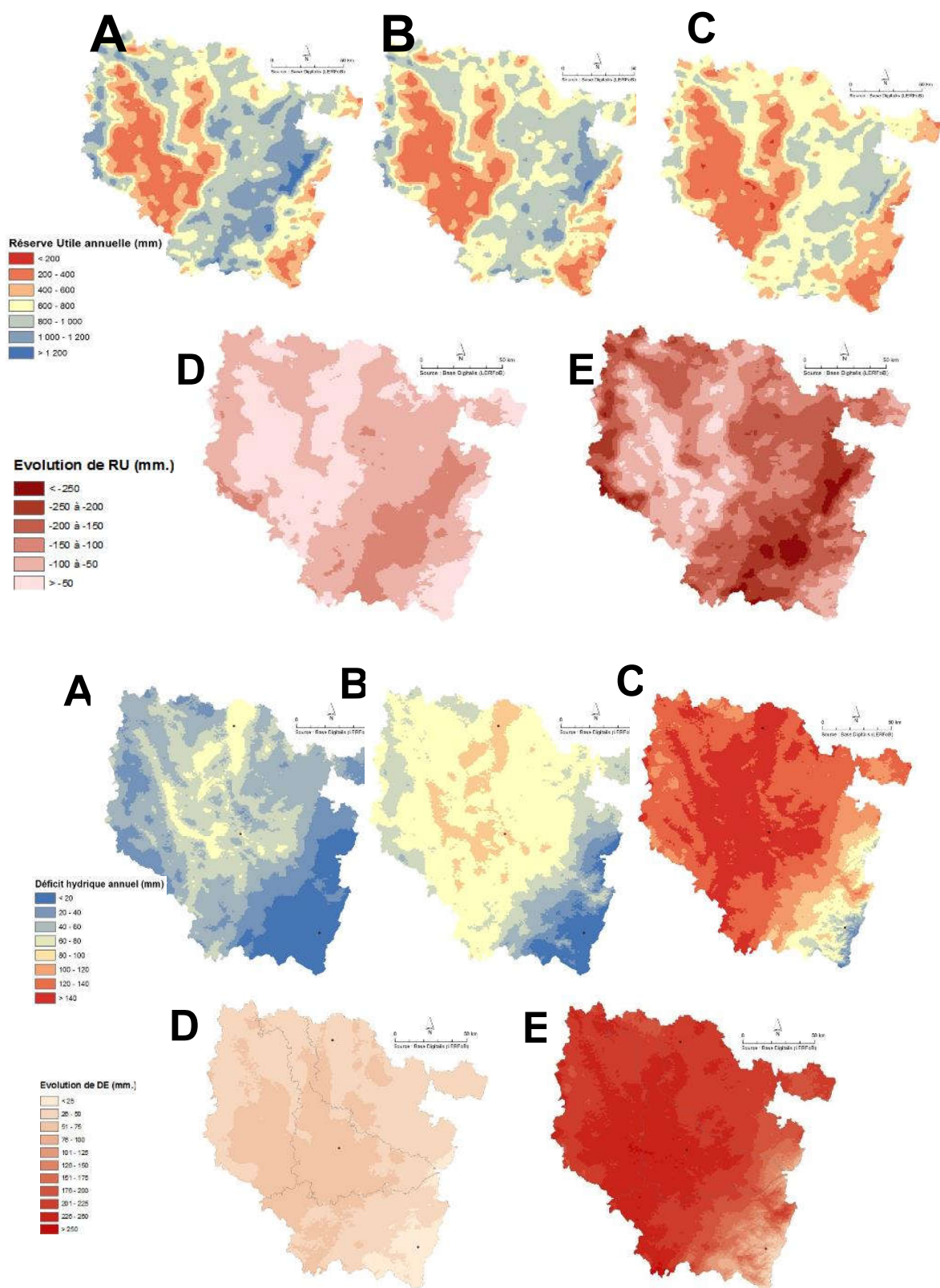


Figure 61 : Modélisation des évolutions de RU (en haut) et de DE (en bas) cumulés annuels (en mm.) entre les périodes 1961/1990 et 2070/2100 (région Lorraine). A : 1961-1990, B : 2070-2100 (modèle PCM plutôt favorable), C : 2070-2100 (modèle Hadcm3 plutôt défavorable), D : évolutions 1961/1990-2070/2100 (PCM), E : évolutions 1961/1990-2070/2100 (HadCM3) (scénario a2) (IPCC 2007; Piedallu et al. 2014c).

Conclusion : *L'évaluation des impacts du changement climatique sur la végétation passe par une bonne connaissance des dynamiques spatiales et temporelles du climat passé. Ces travaux illustrent les différentes possibilités de calcul de données qui sont actuellement peu utilisés dans la littérature scientifique concernant l'étude de la vulnérabilité des espèces à large échelle. Ils montrent également les difficultés liées aux multiples façons d'évaluer la dynamique des changements, en fonction du choix du pas de temps, des saisons, des périodes prises en compte, des méthodes mises en œuvre, ou encore pour les évolutions futures de la diversité des modèles et des scénarios. Le calcul de ces changements à l'aide de cartes numériques permet une vision globale sur de larges emprises, facilement interprétable, mais cette approche demande une rigueur plus importante que lors du calcul de cartes décrivant le climat pour une période établie. En effet, les changements étudiés concernent des valeurs dont l'ordre de grandeur peut être comparable aux incertitudes des cartes utilisées pour leur calcul. Par exemple, la cartographie d'anomalies entre deux périodes peut conduire en un même lieu à l'addition des incertitudes liées à l'estimation du climat lors de chacune des périodes impliquées, la carte ainsi créée ne reflétant plus la réalité des changements. Ainsi, il a été démontré que le modèle SAFRAN ne restituait pas correctement l'intensité des changements passés (Vidal et al. 2010).*

Avec DIGI-CLIM, l'utilisation de séries climatiques homogénéisées conduit à prendre en compte un nombre réduit de stations météorologiques parmi celles disponibles, mais représente un atout important pour l'étude de l'évolution du climat. L'homogénéisation des séries par Météo France réduit en effet les incertitudes liées aux données manquantes ou fausses, aux déplacements de postes, aux changements de matériel ou d'occupation du sol (Gibelin et al. 2014). Même si une validation poussée des cartes mensuelles a été réalisée (voire paragraphe 3132), il sera nécessaire d'évaluer la capacité de DIGI-CLIM à cartographier les évolutions de façon pertinente. Si cette validation peut être réalisée assez simplement pour les températures et les pluies dès qu'un jeu de données indépendantes sera disponible, elle est plus complexe à mettre en œuvre pour les bilans en eau faute de données indépendantes caractérisant le sol et le climat disponibles en un même lieu. Les données RENECOFOR, déjà utilisées pour valider les bilans en eau, permettent cette analyse mais avec un nombre de sites restreint et des séries temporelles relativement courtes. Dans l'attente de ces résultats, l'interpolation des anomalies à partir des données des postes météo a été privilégiée pour les pluies et les températures par rapport aux calculs impliquant des cartes numériques réalisées à différentes dates pour étudier la vulnérabilité des essences (Taccoen et al. 2022; Taccoen et al. 2021; Taccoen et al. 2019). Par contre, pour les variables plus complexes liées au bilan en eau des sols, les calculs d'évolution ont été effectués par différences entre les cartes.

La cartographie des tendances d'évolution des stocks d'eau du sol, réalisée dans un premier temps à l'échelle de la France, l'a été dans un second temps à l'échelle de l'Europe, à l'aide des températures et des précipitations issues du modèle Chelsa v2 (Karger et al. 2017), des rayonnements solaires du modèle Helios (Piedallu et Gegout 2007), et des RUM calculées à partir des données de l'« European Soil Database » (ESDB, Hirt 2019; Panagos et al. 2012) (Figure 62). Les résultats sont globalement cohérents avec ceux obtenus pour la France, malgré des différences locales imputées principalement aux estimations de RUM très différentes d'une base à l'autre (Berdikulov 2019; Hirt 2019). Malheureusement, les données n'étant disponible que jusque fin 2016, la mise à jour de ces calculs n'a pu être réalisée pour ces dernières années.

Le calcul d'indices caractérisant les évolutions de climat procure de nouvelles données permettant l'étude de la vulnérabilité des espèces dans les conditions de climat changeant, complétant les cartes représentant les valeurs moyennes sur des pas de temps longs classiquement utilisées. Nos observations montrent une évolution du stress hydrique actuellement dans la fourchette haute des prévisions de l'IPCC (IPCC 2021; Peters et al. 2013). En ce qui concerne leur évolution pour les périodes futures, l'incertitude est grande au regard des trajectoires socio-économiques qui seront suivies et leur effet sur le réchauffement, mais la disponibilité de nombreux modèles et scénarios permet d'utiliser des approches ensemblistes, considérant un faisceau de possibilités, et permettant d'identifier les hypothèses les plus probables et les plus extrêmes. Le comportement du climat étant cyclique, une période de fort réchauffement ou de forte sécheresse est souvent suivie d'une période plus fraîche ou humide par la suite. Il sera donc nécessaire d'évaluer plus précisément le pas de temps à prendre pour mettre en relation les évolutions de la contrainte hydrique et les stress subis en fonction de l'essence ou du type de peuplement.

Coefficients -RU SWDTH moyens annuels 1961-2016

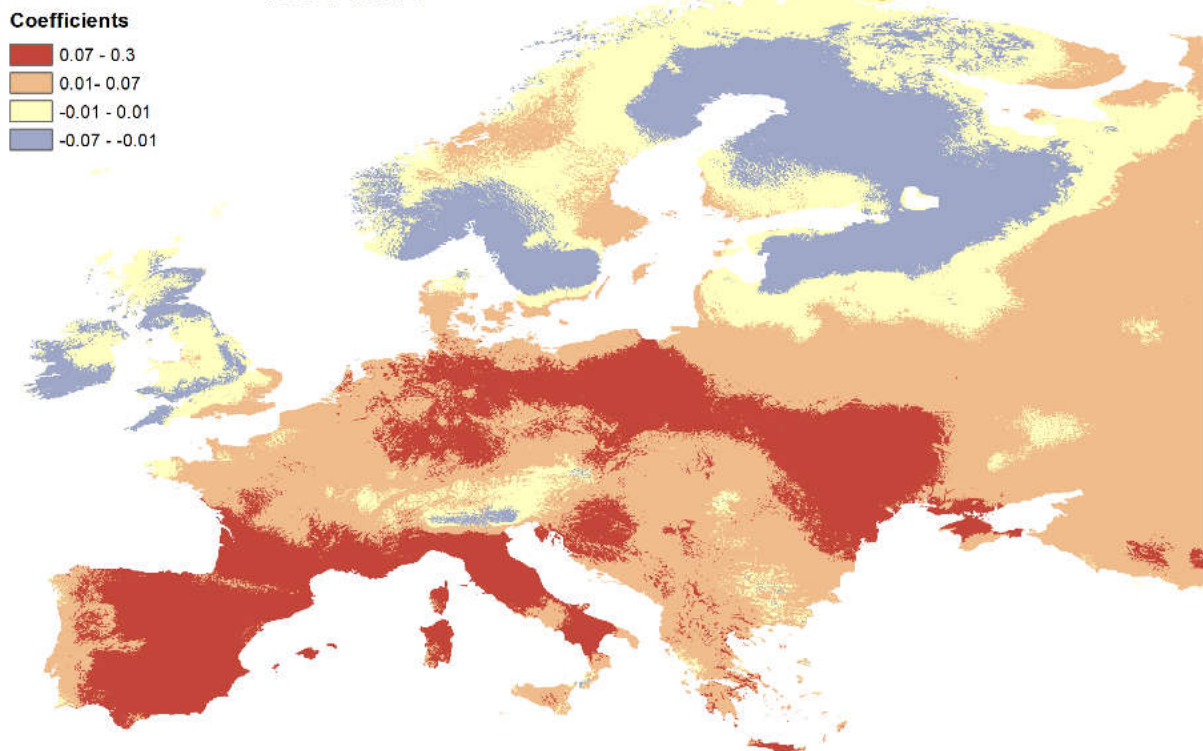


Figure 62 : Coefficients de droites de régressions calibrées sur le DE moyen annuel entre 1961 et 2016. Une valeur positive indique une augmentation du stress hydrique sur la période. Carte réalisée avec des températures et des précipitations issues du modèle Chelsa v2 (Karger et al. 2017), les rayonnements solaires du modèle Helios (Piedallu et Gegout 2007), et des RUM calculées à partir des données de l'ESDB (Panagos et al. 2012).

315) Synthèse sous forme de carte des stations forestières

Les différentes variables décrivant les propriétés du sol ou le climat ainsi calculées peuvent être utilisées individuellement pour analyser et simuler la dynamique forestière, ou être utilisées de façon synthétique pour compartimenter les conditions environnementales sous forme de stations forestières. Cette dernière approche est utilisée de façon traditionnelle par les forestiers, elle permet de délimiter le territoire d'une petite région naturelle en unités censées être homogènes d'un point de vue environnemental. Une clef de détermination basée sur des études approfondies de terrain permet l'identification du type de station à l'échelle de la placette, à l'aide d'informations sur la topographie, la flore indicatrice, ou encore les caractéristiques des sols (humus, hydromorphie, texture, profondeur, ...) (Becker 1977; Bonneau et Timbal 1973). L'inventaire des stations sur un réseau dense de placettes permet d'interpoler l'information collectée ponctuellement sous forme de polygones à l'échelle de la forêt et de préconiser des conseils de gestion, notamment en termes de choix des essences. Les principales limites de cette approche résident i) dans le fait que le climat, étant supposé homogène au niveau de la région forestière, n'est pas explicitement pris en compte (ou indirectement à travers des tranches d'altitudes et des expositions), ii) dans la disponibilité de guides ou catalogues qui ne couvrent pas tout le territoire, et iii) dans le coût des inventaires de terrain nécessaires à la cartographie, conduisant à la quasi absence de ces cartographies en forêt privée. Enfin, le caractère très indirect de certaines variables plus faciles à relever sur le terrain, peut interroger (Austin 2005; Guisan et Zimmermann 2000). C'est le cas par exemple de la profondeur du sol, de la texture, ou la topographie qui peuvent être utilisés comme substitut de la disponibilité en eau. Une comparaison entre les caractéristiques hydriques évaluées à partir de la typologie traditionnelle et les données issues de modèles numériques décrivant le niveau de stress hydrique montre une correspondance parfois faible entre ces deux approches, comme sur les unités stationnelles des plateaux calcaires du nord-est de la France (Figure 63) (Richard et al. 2013).

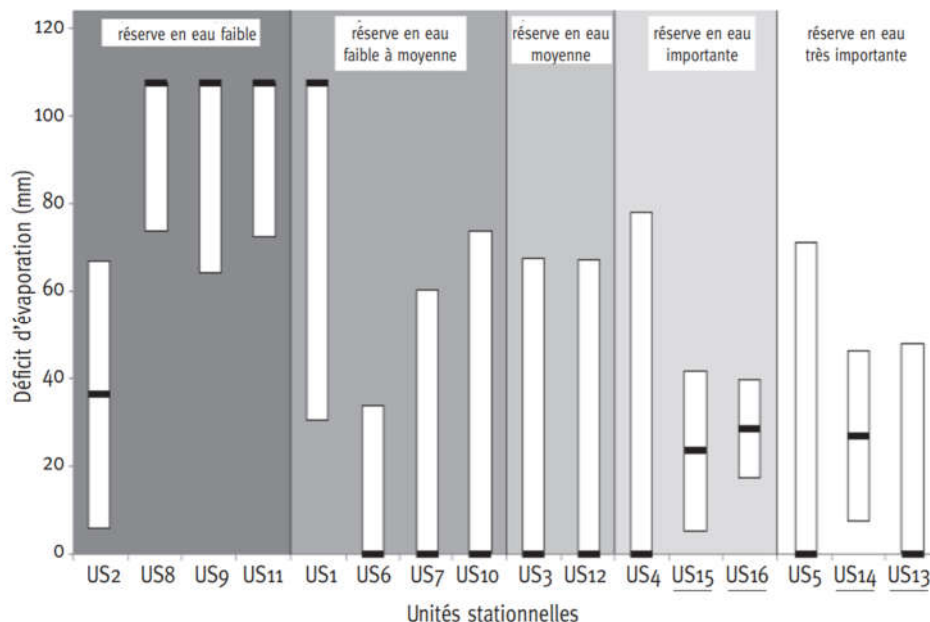


Figure 63 : Comparaison des caractéristiques hydriques des unités stationnelles des plateaux calcaires du nord-est de la France selon les indications données dans les catalogues et les DE extraits des cartes numériques (Richard et al. 2013).

Grâce à l'avènement des modèles numériques décrivant les principaux facteurs du milieu décrits précédemment, de nouvelles approches ont été proposées, visant à mettre à disposition des cartes numériques des stations, à faible coût et sur des vastes emprises. A partir d'une base de données phytocécologique, les principaux gradients environnementaux ont été identifiés, modélisés et cartographiés à l'aide de variables numériques spatialisées. Ce travail, réalisé pour la première fois dans le massif Vosgien, a permis d'identifier 3 axes majeurs concernant les facteurs trophiques, hydriques et bioclimatiques, qui ont été cartographiés et combinés entre eux pour obtenir 59 types de stations différents (Table 10, Figure 64) (Gégout et al. 2008; Piedallu et al. 2006).

(a) Codage		Niveau trophique								
Bioclimat	Rés. en eau	1-Hyperacidophile	2-Acidophile	3-Mésosacidophile	4-Acidicline	5-Neutrophile	6-Calcicole			
5 - Subalpin	1-faible	25x	35x	45x						
	2-moderée									
	3-forte									
	4-très forte									
4 - Montagnard	1-faible	142	242	342	442	542				
	2-moderée	243	343	443	543					
	3-forte									
	4-très forte									
3 - Mont. infér.	1-faible	131	231	331	431	532	63x			
	2-moderée	132	232	332	432					
	3-forte	133	233	333	433			533		
	4-très forte		234	334	434			534		
2 - Collinéen	1-faible	121	221	321	421	522	622			
	2-moderée	122	222	322	422					
	3-forte	123	223	323	423			523		
	4-très forte		224	324	424			524		
1 - Collinéen ch.	1-faible	212	312	412						
	2-moderée									
	3-forte									
	4-très forte				213	313	413	613		

(b) Surfaces		Niveau trophique								
Bioclimat	Rés. en eau	1-Hyperacidophile	2-Acidophile	3-Mésosacidophile	4-Acidicline	5-Neutrophile	6-Calcicole	Surface		
5 - Subalpin	1-faible	28	61	43						
	2-moderée									
	3-forte									
	4-très forte									
4 - Montagnard	1-faible	62	350	506	386	10				
	2-moderée	123	216	149	14					
	3-forte									
	4-très forte									
3 - Mont. infér.	1-faible	38	106	162	85	3	45			
	2-moderée	61	289	281	245					
	3-forte	52	533	406	94			10		
	4-très forte		151	421	390			159		
2 - Collinéen	1-faible	2	20	46	18	0,3	52			
	2-moderée	7	58	115	101					
	3-forte	27	374	349	179			19		
	4-très forte		89	349	383			228		
1 - Collinéen ch.	1-faible	13	27	12						
	2-moderée									
	3-forte									
	4-très forte				39	237	549	18		
Surface		257	2164	3175	2454	624	115	8790		

Table 10 : Types de stations forestières définis dans la carte prédictive élaborée pour le massif Vosgien par combinaison des gradients trophiques, hydriques et bioclimatiques : codage (a) et surfaces concernées (en km², b) (Gégout et al. 2006)

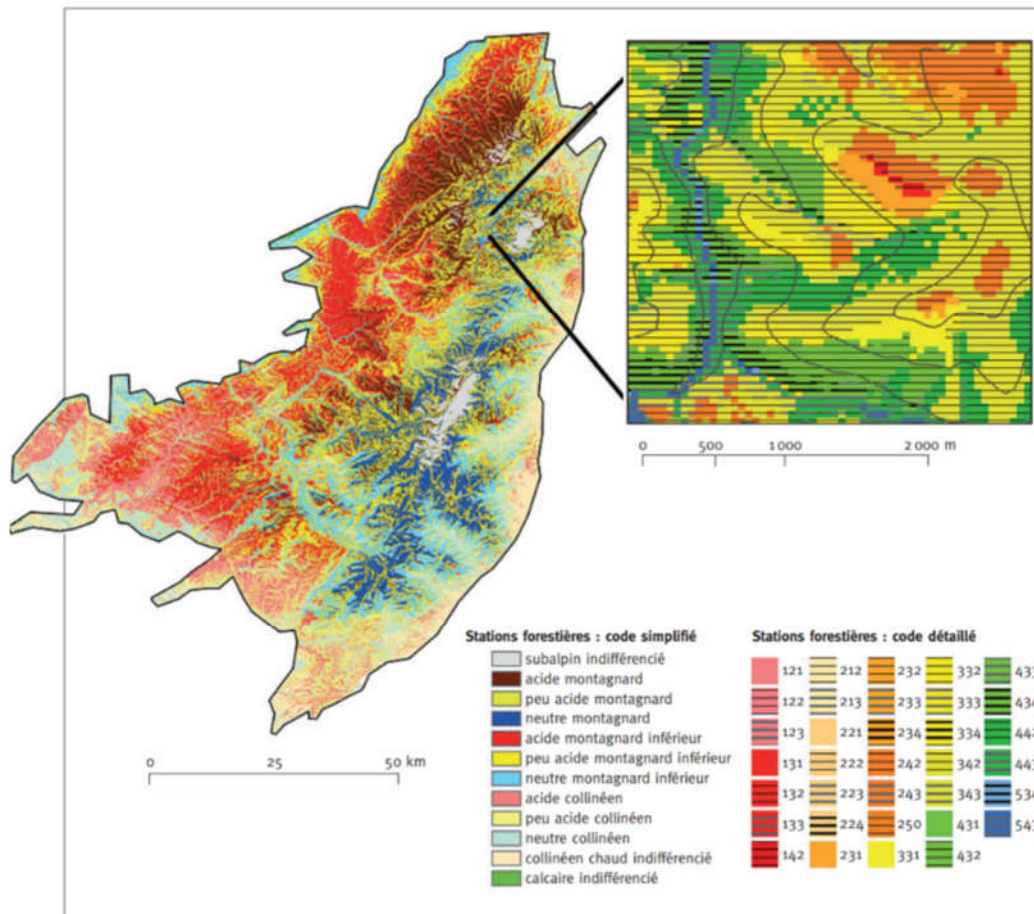


Figure 64 : Carte prédictive des stations du massif Vosgien au 1/1000000 -ème et extrait au 1/50000 -ème dans la vallée de la Bruche (Légende des codes en table 10a).

La cartographie numérique des stations, qui couvre à l'échelle du massif Vosgien le territoire de 8 typologies traditionnelles, diffère fortement de celles-ci. Du fait des critères retenus et de nombre de types stationnels décrits (plus important pour la carte digitale), plusieurs types de stations de la carte prédictive correspondent à une unité décrite avec les outils traditionnels (Gégout et al. 2006). La carte numérique a l'inconvénient de ne pas se baser sur un inventaire du terrain en tout point du territoire mais à l'avantage de produire une cartographie homogène sur tout le territoire, plus détaillée que par l'approche traditionnelle, et combinant les données de sol et de climat. Cette carte est issue de modèles et peut être localement faussée du fait d'imprécisions dans les données de base utilisées ou des techniques de modélisation mises en œuvre (la principale source d'erreur étant l'absence de formation superficielle sur les cartes géologiques utilisées, déjà évoquée précédemment, et qui peut impacter la composante trophique et hydrique de la station). Une vérification de terrain s'impose donc pour une utilisation à l'échelle locale, suivie d'une correction si nécessaire.

A partir de 2012, cette approche a été reprise par le CNPF dans le but de généraliser ces travaux à d'autres emprises et de les rendre opérationnels pour les acteurs de terrain. Dans un premier temps, le projet ECOGEODYN a permis la pré-cartographie des stations en Normandie, à partir de données issues de relevés de l'inventaire forestier. Les stations y ont été définies par combinaison de cartes numériques des RUM des sols, du gradient trophique et d'hydromorphie, dans 5 départements (Manche, Calvados, Orne, Eure et Seine maritime) (Figure 65). La sélection de forêts pilotes en partenariat avec les propriétaires privés a permis de tester les cartes sur le terrain, et de mettre en place des corrections si nécessaires. L'intérêt

pratique de la méthode a ainsi été démontré, beaucoup moins coûteuse que l'approche traditionnelle (Madrolles et al. 2019). La méthode a été jugée très satisfaisante ou satisfaisante pour 67% des forêts pilotes étudiées, nécessitant des compléments de terrain dans 19% des cas, et ne permettant pas un pré-zonage dans 14% des 21 forêts pilotes étudiées. Le couplage de ces données avec un zonage climatique basé sur les bilans hydriques climatiques pour la période 1981-2010 a permis de moduler les préconisations de choix des essences en fonction du niveau de risque pour différentes échéances de temps, et a donné lieu à la parution du « Guide de choix des essences de Normandie » (Madrolles et Reboul 2018). Le projet PRESTATION N-O a permis plus récemment l'extension de ces travaux aux régions Nord-Pas de Calais, Picardie, Ile de France et Centre val de Loire. Un nouveau projet de généralisation de la méthode à toutes les plaines de France est en cours de conception.

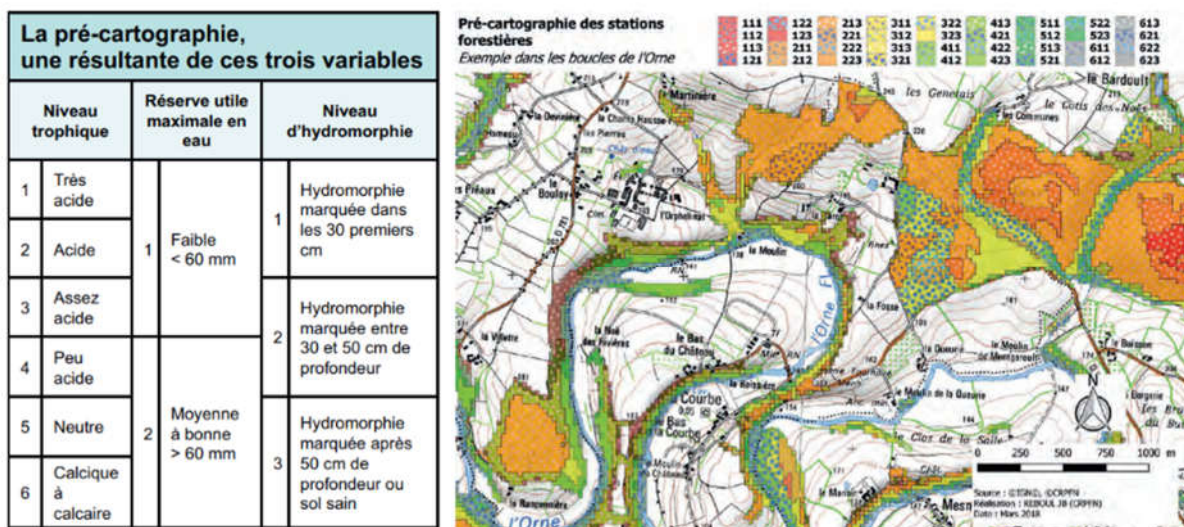


Figure 65 : Carte prédictive réalisée par le CNPF en Normandie à partir de laquelle sont extraits les préconisations des essences, extrait dans les boucles de l'Orne (Madrolles et al. 2019).

Conclusion : L'existence d'outils permettant aux acteurs du monde forestier de s'adapter aux changements en cours est à la fois essentiel et urgent. Si traditionnellement les préconisations de choix des essences étaient déduites à partir de types de stations caractérisées à partir d'informations collectées sur le terrain, les nouvelles approches basées sur l'usage de grosses bases de données, les modèles et cartes numériques ont permis la représentation des facteurs du milieu à faible coût sur de vastes emprises géographiques à l'aide d'approches quantitatives. Par exemple, les aspects trophiques anciennement évalués selon le type d'humus ou la présence de quelques espèces indicatrices sont maintenant quantifiés sous forme de pH, S/T ou C/N grâce aux techniques de bioindication. La cartographie prédictive des stations forestières à partir des cartes digitales du sol et du climat contribue à moderniser un outil traditionnellement utilisé par le forestier, en mettant à disposition des cartes des potentialités des essences dans des zones qui n'en disposaient pas, tout en intégrant la composante climatique qui faisait défaut. Le couplage entre les travaux de la recherche permettant la mise au point de méthodes, et d'acteurs qui les transforment en outils opérationnels pouvant être évalués au regard des besoins, s'avère indispensable de par leur complémentarité.

La façon de prendre en compte les effets potentiels du changement climatique dans ces outils pose de nombreuses questions. Les premières cartes des stations élaborées dans le massif

Vosgien (Gégout et al. 2006) intègrent directement le climat comme composante de la station, permettant de la faire évoluer au fil des changements observés, et de réaliser des simulations pour les périodes futures. Cela a l'avantage de la souplesse (la station peut être adaptée au fur et à mesure du réchauffement), mais introduit une complexité qui peut être difficile à gérer par le praticien du fait que la station puisse changer au fil du temps pour un même lieu. L'approche d'Ecogeodyn utilisée par le CNPF se calque sur l'approche traditionnelle, c'est-à-dire une définition de la station sur des critères édaphiques (pH, RUM et hydromorphie), et ajoute un couplage externe avec une surcouche climatique. A partir de celle-ci, les potentialités des essences sont définies à dire d'expert pour différents pas de temps, en fonction du niveau de stress actuel, et des connaissances concernant la vulnérabilité des essences. Cette méthode a l'avantage d'être cohérente avec les approches traditionnelles, mais elle induit un certain nombre de simplifications pouvant être préjudiciables à la représentation du fonctionnement de l'écosystème.

Diverses améliorations peuvent être réalisées, en utilisant des données ayant un sens physiologique, en intégrant la dynamique du climat, et en définissant les potentialités des essences à l'aide d'approches quantitatives. En effet, les différentes approches évoquées dissocient le compartiment sol de celui du climat, alors qu'une approche plus intégrative avec des données physiologiquement pertinentes serait possible. Par exemple, l'eau disponible pour la végétation pourrait être estimée à l'aide du bilan hydrique des sols plutôt que d'utiliser séparément les composantes sol et climat (Schwarz et al. 2009). Une autre amélioration consisterait à prendre en compte la dynamique du climat en compte, de façon rétrospective ou prospective. En effet, l'accumulation des stress ou l'évaluation de leur intensité par rapport à des conditions climatiques normales, pour lesquels nous avons montré précédemment d'importantes variations spatiales, ont un impact sur la santé des peuplements, et devraient être considérées au-delà des conditions climatiques moyennes (Anderegg et al. 2013). De même, les simulations de climat futur centralisées par l'IPCC ne sont pas utilisées dans ces outils et permettraient, malgré la présence d'incertitudes, de différencier les niveaux de risques thermiques et hydriques à venir selon la localisation (IPCC 2022). Il est à noter qu'excepté pour les bilans en eau, les données liées au sol sont considérées constantes dans le temps. La prise en compte de leur évolution, bien que plus lente que pour le climat, serait à évaluer (Kreuzwieser et Gessler 2010). Enfin, les potentialités des essences souvent définies à dire d'expert pour chaque type stationnel pourraient s'inspirer des sorties des nombreux modèles permettant de simuler leur comportement en contexte de climat changeant (Cochard et al. 2021; Solarik et al. 2018). La comparaison entre les préconisations à dire d'expert et les sorties des différents modèles existant permettrait dans un premier temps d'évaluer la concordance de ces approches et de comprendre la cause des différences observées, ce qui conduirait probablement à une amélioration des recommandations mises à disposition des acteurs de la filière.

32) Utilisation des cartes prédictives des facteurs du milieu pour une meilleure compréhension de l'écologie des espèces

Une bonne compréhension du comportement des espèces vis-à-vis des différents facteurs du milieu est essentiel pour bien définir leurs limites écologiques et pouvoir évaluer l'impact du changement de climat (Santiago et al. 2012). De nombreuses études concernent la dynamique forestière, la détermination des aires de distribution des espèces ou des communautés, l'évaluation de la productivité des essences ou des peuplements, ou encore les

effets des choix sylvicoles (Cramer et Field 1999; Shugart et Prentice 1992). Elles font appel à différentes approches souvent basées sur de l'observation ou de la modélisation, parfois de l'expérimentation, afin d'observer des relations, comprendre les mécanismes, représenter des dynamiques, prédire, ou simuler des conditions particulières. L'utilisation de modèles, empiriques ou basés sur les processus, se base sur des variables décrivant les traits de vie des espèces, les peuplements, et les conditions environnementales dans lesquelles elles vivent (Cheaib et al. 2012; Fontes et al. 2010). Malgré l'accumulation de nombreuses connaissances au fil du temps, beaucoup d'inconnues demeurent, y compris pour les arbres qui font partie des espèces les plus étudiées (Diekmann 2003; Rameau et al. 1989). Nous avons vu précédemment que de nombreux indices caractérisant le sol et le climat ont été calculés et cartographiés, permettant quantifier sur de larges emprises les conditions de vie favorables aux espèces. Dans un premier temps nous avons comparé la capacité de ces différents indices à prédire la distribution ou la croissance des essences, dans le but d'identifier et de sélectionner les plus pertinents d'entre eux. Dans un deuxième temps, ces derniers ont été utilisés pour déterminer et comparer des limites écologiques des espèces, et caractériser la productivité des écosystèmes de milieux tempérés, montagnards ou méditerranéens.

321) Comparaison de la performance des indices écologiques

La capacité de différents indices écologiques à déterminer la distribution des espèces ou de la productivité des écosystèmes a été évaluée. Le choix été fait dès le départ d'utiliser préférentiellement des prédicteurs environnementaux ayant un sens physiologique, décrivant des facteurs ressources ou directs au sens d'Austin (2002), les facteurs indirects (pente, exposition, altitude, géologie, latitude ...) qui n'ont pas d'action physiologique directe sur les plantes étant utilisés uniquement comme intrants pour la prédiction des propriétés du sol ou du climat. En effet, leur usage risquerait de modifier ou de masquer les effets des autres facteurs, et interdirait toute simulation en contexte de climat changeant. Ces facteurs ressources ou directs concernent les propriétés hydriques ou nutritionnelles des sols, et le climat (Guisan et Zimmermann 2000). La capacité de 61 prédicteurs environnementaux à prédire la distribution 32 espèces d'arbres à l'échelle de la France a ainsi été évaluée. Ils décrivent les températures minimales, moyennes et maximales, les pluies, le rayonnement solaire, l'ETP, différents indices décrivant les bilans hydriques climatiques et édaphiques, calculés pour différentes saisons, les amplitudes de températures ou de pluies, les pH, C/N et engorgements temporaires et permanents des sols (Piedallu et al. 2016). Les résultats font émerger quatre groupes d'indices structurant les modèles de distribution de ces espèces. Ils concernent l'énergie, l'eau, l'engorgement et la nutrition des sols, 22 variables parmi les 61 testées contribuant au modèle d'au moins une espèce (Figure 66). Notons la très bonne performance des variables bioindiquées de sol (engorgements permanents et temporaires, pH et C/N). Les différentes variables énergétiques et hydriques sont pour la plupart fortement corrélées entre elles. La température moyenne annuelle, intégratrice des limites chaudes et froides, ressort comme étant la plus performante des variables énergétiques, et le déficit d'évaporation en eau des sols pour les variables hydriques, les variables intégrant le compartiment sol donnant de meilleurs résultats que les variables seulement climatiques, confirmant les résultats décrits au chapitre 314.

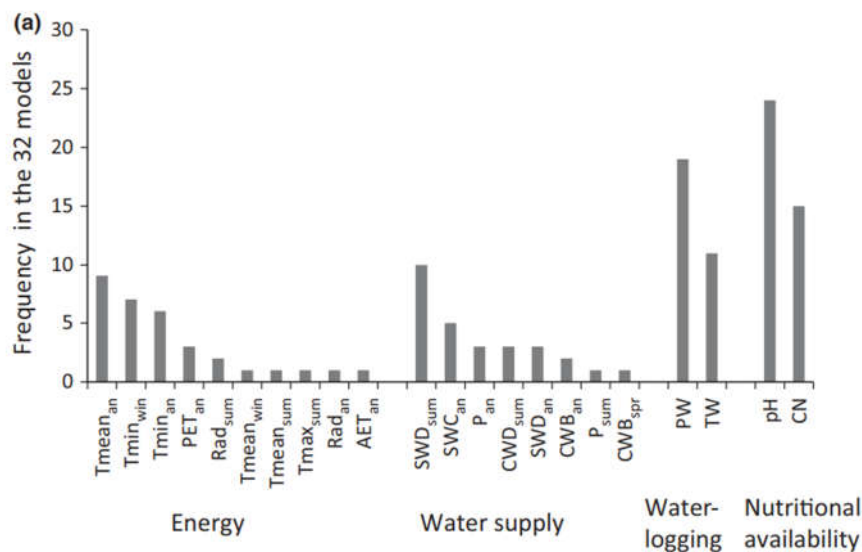


Figure 66 : Fréquence des 22 variables sélectionnées dans les modèles de distribution des 32 espèces d'arbres. *T* = température, *P* = précipitation, *PET* = ETP, *Rad* = rayonnement solaire, *AET* = ETR, *SWD* = DE, *SWC* = RU, *CWD* = déficit hydrique climatique, *CWB* = bilan hydrique climatique, *PW* = engorgement permanent, *TW* = engorgement temporaire, *CN* = rapport C/N. *an* = annuel, *win* = hiver, *sum* = été, *spr* = printemps (Piedallu et al. 2016).

Des modèles de distribution des 32 espèces d'arbres ont été élaborés à l'aide des 6 variables les plus performantes ainsi sélectionnées, mettant en évidence leur complémentarité pour expliquer la distribution des espèces étudiées. Les températures moyennes annuelles et le pH des sols sont ressortis comme étant les deux variables les plus importantes (Figure 67). L'utilisation d'un jeu de prédicteurs limité à 6 variables a donné des performances très proches comparativement aux modèles élaborés avec les 61 variables, démontrant l'intérêt d'un jeu réduit de prédicteurs pertinents pour expliquer la distribution des espèces.

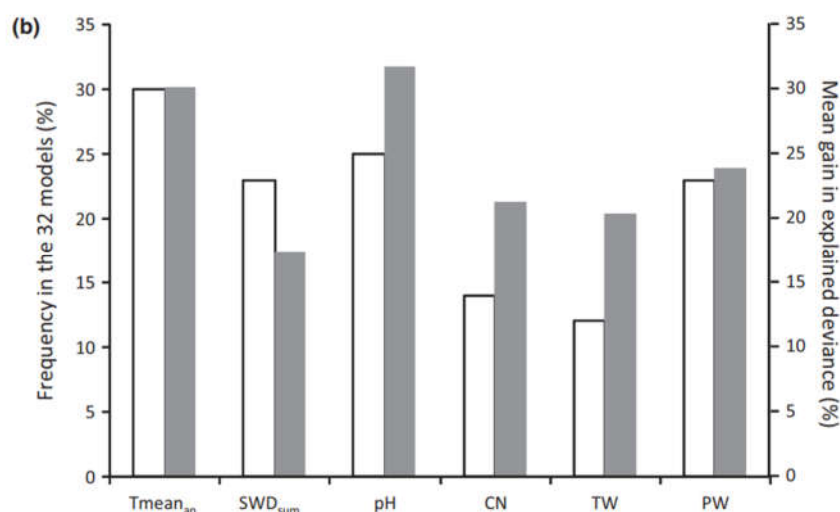


Figure 67 : Fréquence des 6 variables testées dans les modèles de distribution des 32 espèces d'arbres étudiés (en blanc), et gain de déviance expliquée (en gris). *Tmean_{an}* = température moyenne annuelle, *SWD_{sum}* = DE estival, *CN* = rapport C/N, *TW* = engorgement temporaire, *PW* = engorgement permanent (Piedallu et al. 2016).

Ces indices ont également été évalués vis-à-vis de leur capacité à prédire la dynamique de la végétation, en utilisant les variations de NDVI pour la période printanière ou estivale (départements de l'Aude et des Pyrénées Orientales). L'utilisation du NDVI est intéressante car c'est un bon indicateur de la teneur en chlorophylle des plantes, lié à la vigueur de la végétation. Les températures moyennes et dans une moindre mesure minimales sont parmi les variables les plus explicatives, mais principalement pour expliquer la dynamique printanière, alors que leur effet est supplanté par les variables représentant la contrainte hydrique en période estivale (Piedallu et al. 2019) (Figure 68). L'été, ce sont les variables hydriques combinant l'ETP et l'ETR qui sont les plus performantes, et notamment le DE, devant les variables purement climatiques (pluies, bilans hydriques climatiques) et la RUM des sols, peu performante lorsque qu'elle n'est pas combinée avec le climat. Il est à noter que la sensibilité vis-à-vis du stress hydrique est proportionnelle au niveau de contrainte hydrique, la végétation méditerranéenne montrant une plus grande sensibilité comparativement à celle de milieux plus frais.

SG	n	Energy							Cosa	Available water							nutrition				
		Tmean	Tmin	Tmax	RAD	PET	AET	P		CWB	SWC	AI	ED	REW	SWD	SWHC	TWI	TW	PW	pH	C/N
All	34168	53(Sp)	51(Sp)	35(Yr)	06(Gs)	48(Gs)	25(Gs)	1	29(Gs)	39(Gs)	20(Sp)	37(Yr)	35(Yr)	32(Yr)	28(Gs)	1	19	26	14	36	4
Group 1	11544	61(Sp)	60(Sp)	55(Gs)	10(Gs)	61(Sp)	57(Sp)	1	54(Yr)	60(Yr)	04(Gs)	44(Yr)	23(Yr)	28(Yr)	10(Gs)	4	0	10	6	5	48
Group 2	10313	25(Sp)	20(Sp)	17(Yr)	02(Yr)	19(Gs)	07(Sp)	1	09(Sp)	12(Sp)	04(Sp)	10(Gs)	12(Yr)	08(Yr)	07(Gs)	1	17	28	16	33	5
Group 3	12311	39(Yr)	36(Yr)	21(Yr)	03(Gs)	31(Yr)	21(Gs)	0	26(Gs)	30(Gs)	15(Gs)	28(Yr)	30(Yr)	25(Yr)	23(Yr)	1	9	14	13	16	3
Group 1	High forest of Pinus uncinata	2236	42(Gs)	41(Gs)	36(Yr)	02(Gs)	54(Sp)	55(Sp)	0	49(Yr)	65(Yr)	15(Sp)	39(Yr)	11(Yr)	16(Gs)	15(Sp)	18	6	1	1	11
	High forest of Abies alba	1638	58(Sp)	58(Sp)	63(Sp)	07(Sp)	60(Sp)	61(Sp)	0	64(Yr)	66(Yr)	04(Sg)	39(Yr)	32(Gs)	33(Gs)	09(Gs)	2	14	2	2	18
	High forest of Pinus sylvestris	650	42(Gs)	42(Sp)	52(Gs)	22(Gs)	58(Sp)	54(Sp)	6	47(Yr)	52(Gs)	11(Gs)	36(Gs)	35(Gs)	36(Yr)	18(Gs)	4	2	12	3	25
	High forest of Fagus sylvatica	1209	42(Sp)	39(Sp)	48(Gs)	17(Sp)	33(Sp)	30(Sp)	4	46(Yr)	53(Yr)	14(Sp)	26(Yr)	23(Gs)	25(Yr)	12(Sp)	26	8	2	12	13
	Fagus sylvatica coppice	1092	35(Sp)	32(Sp)	40(Gs)	06(Sp)	47(Gs)	44(Sp)	5	50(Yr)	58(Sp)	26(Sp)	27(Yr)	20(Gs)	22(Gs)	17(Sp)	36	19	2	1	4
	Castanea sativa coppice	1001	25(Gs)	25(Gs)	09(Gs)	19(Gs)	04(Gs)	22(Gs)	2	25(Sp)	17(Sp)	12(Sp)	24(Gs)	22(Gs)	19(Gs)	15(Gs)	9	1	12	5	4
	Quercus sp. Coppice	2808	28(Gs)	29(Yr)	26(Yr)	02(Sp)	18(Yr)	09(Sp)	0	06(Sp)	10(Yr)	04(Sp)	07(Sp)	08(Sp)	07(Yr)	05(Gs)	2	4	6	2	7
	Garrigue/maquis Quercus pubescens	910	26(Yr)	25(Sp)	23(Yr)	01(Gs)	13(Yr)	09(Yr)	2	12(Gs)	11(Yr)	03(Gs)	09(Yr)	08(Yr)	08(Yr)	05(Sp)	8	4	1	1	1
	Group 2	High forest of Pinus nigra	299	67(Sp)	68(Sp)	25(Yr)	23(Sp)	12(Gs)	31(Yr)	6	17(Yr)	18(Yr)	21(Gs)	16(Sp)	17(Sp)	14(Sg)	19(Sp)	9	19	34	13
Quercus ilex coppice		4277	21(Sp)	17(Sp)	19(Gs)	04(Gs)	14(Gs)	07(Sp)	0	06(Sp)	07(Yr)	03(Sp)	04(Sp)	05(Sp)	04(Sp)	04(Yr)	2	11	11	1	
Garrigue/maquis Quercus ilex/suber		4840	34(Yr)	34(Sp)	22(Yr)	03(Gs)	18(Sp)	14(Gs)	1	18(Yr)	21(Yr)	12(Gs)	19(Yr)	20(Sg)	17(Yr)	15(Yr)	2	11	12	14	
High forest of Quercus suber		897	26(Gs)	17(Sp)	33(Yr)	14(Sp)	32(Gs)	15(Sp)	6	16(Yr)	23(Yr)	11(Sp)	20(Yr)	24(Yr)	17(Sp)	18(Gs)	36	32	2	6	
Group 3	Garrigue/maquis non wooded	11336	35(Yr)	33(Sp)	16(Yr)	02(Gs)	28(Gs)	22(Gs)	1	25(Gs)	29(Gs)	17(Gs)	28(Yr)	29(Gs)	25(Yr)	22(Sp)	3	15	31	15	
	High forest of Pinus pinaster	312	56(Yr)	54(Yr)	48(Yr)	08(Sp)	19(Yr)	33(Sp)	41	36(Yr)	40(Yr)	27(Sp)	35(Sp)	34(Sp)	33(Sp)	32(Gs)	24	3	23	12	
	High forest of Pinus halepensis	663	31(Sp)	25(Gs)	15(Gs)	05(Gs)	20(Gs)	12(Gs)	1	18(Gs)	24(Yr)	06(Sp)	16(Yr)	17(Yr)	13(Yr)	15(Gs)	4	1	8	6	

RGRE	n	Energy							Cosa	Available water							nutrition				
		Tmean	Tmin	Tmax	SR	PET	AET	P		CWB	SWC	AI	ED	REW	SWD	SWHC	TWI	TW	PW	pH	C/N
All	34168	34(Sp)	34(Yr)	23(Yr)	05(Yr)	34(Su)	42(Su)	2	32(Su)	36(Su)	33(Sp)	42(Su)	45(Su)	36(Sp)	36(Sp)	1	18	16	7	38	4
Group 1	11544	19(Sp)	18(Yr)	18(Yr)	02(Yr)	17(Gs)	15(Yr)	1	14(Su)	17(Su)	08(Su)	15(Su)	17(Yr)	14(Gs)	13(Su)	3	4	1	1	13	
Group 2	10313	10(Gs)	09(Yr)	05(Yr)	02(Yr)	08(Yr)	16(Su)	1	14(Su)	17(Su)	09(Gs)	17(Su)	18(Su)	13(Gs)	13(Sp)	3	6	19	8	19	
Group 3	12311	15(Gs)	16(Gs)	05(Yr)	05(Su)	16(Su)	26(Su)	1	21(Su)	24(Su)	23(Sp)	27(Su)	27(Su)	25(Sp)	22(Sp)	2	10	10	7	16	
Group 1	High forest of Pinus uncinata	2236	12(Gs)	12(Gs)	10(Gs)	03(Yr)	15(Gs)	17(Gs)	3	15(Yr)	08(Yr)	08(Gs)	13(Yr)	09(Su)	08(Su)	08(Sp)	9	2	5	2	
	High forest of Abies alba	1638	14(Su)	14(Gs)	13(Gs)	04(Su)	12(Sp)	11(Yr)	0	14(Yr)	14(Yr)	08(Su)	11(Su)	11(Su)	12(Yr)	12(Gs)	6	8	5	6	
	High forest of Pinus sylvestris	650	27(Su)	27(Su)	26(Su)	17(Yr)	20(Yr)	21(Sp)	4	22(Gs)	22(Gs)	13(Su)	22(Yr)	19(Gs)	22(Yr)	15(Gs)	3	5	4	5	
	High forest of Fagus sylvatica	1209	05(Gs)	06(Gs)	06(Gs)	06(Su)	04(Gs)	09(Gs)	4	08(Sp)	07(Sp)	07(Sp)	08(Sp)	08(Sp)	07(Sp)	05(Gs)	6	6	4	3	
	Fagus sylvatica coppice	1092	19(Gs)	18(Gs)	21(Gs)	05(Yr)	15(Gs)	16(Su)	3	17(Su)	18(Su)	07(Su)	18(Su)	20(Yr)	14(Yr)	13(Gs)	6	9	6	5	
	Castanea sativa coppice	1001	15(Sp)	13(Gs)	13(Gs)	05(Gs)	07(Yr)	13(Gs)	5	14(Gs)	15(Gs)	11(Yr)	11(Sp)	12(Su)	11(Yr)	11(Yr)	1	11	27	3	
	Quercus sp. Coppice	2808	08(Gs)	08(Sp)	08(Su)	02(Su)	08(Su)	08(Su)	1	08(Su)	08(Su)	05(Su)	11(Gs)	11(Gs)	10(Gs)	08(Gs)	1	9	3	2	
	Garrigue/maquis Quercus pubescens	910	06(Gs)	06(Gs)	06(Gs)	02(Gs)	07(Su)	12(Su)	7	16(Su)	15(Su)	04(Gs)	11(Su)	11(Su)	06(Sp)	13(Su)	16	4	3	3	
	Group 2	High forest of Pinus nigra	299	30(Gs)	29(Gs)	20(Su)	26(Gs)	12(Yr)	22(Gs)	23	24(Su)	19(Su)	19(Yr)	21(Su)	19(Su)	15(Su)	21(Su)	15	1	29	12
Quercus ilex coppice		4277	07(Gs)	05(Gs)	07(Gs)	03(Gs)	08(Gs)	07(Gs)	1	10(Su)	12(Su)	04(Gs)	11(Su)	12(Su)	10(Gs)	10(Gs)	3	14	5	8	
Garrigue/maquis Quercus ilex/suber		4840	16(Gs)	18(Gs)	09(Yr)	04(Gs)	15(Gs)	24(Su)	1	19(Gs)	22(Su)	18(Gs)	25(Gs)	26(Su)	23(Gs)	21(Gs)	3	14	15	4	
High forest of Quercus suber		897	09(Su)	14(Su)	10(Su)	06(Gs)	05(Su)	20(Su)	3	19(Su)	15(Gs)	04(Yr)	18(Su)	14(Su)	09(Sp)	13(Gs)	4	1	1	1	
Group 3	Garrigue/maquis non wooded	11336	17(Yr)	18(Su)	06(Yr)	04(Su)	17(Su)	29(Su)	1	23(Su)	26(Su)	27(Gs)	30(Su)	31(Su)	28(Gs)	25(Yr)	5	7	21	8	
	High forest of Pinus pinaster	312	20(Su)	21(Sp)	25(Su)	18(Yr)	15(Yr)	15(Yr)	13	15(Su)	15(Su)	12(Gs)	17(Sp)	15(Su)	17(Yr)	17(Yr)	12	16	18	7	
	High forest of Pinus halepensis	663	10(Gs)	15(Gs)	18(Su)	10(Gs)	12(Yr)	19(Su)	2	15(Su)	16(Su)	19(Yr)	19(Su)	20(Su)	19(Gs)	17(Yr)	5	9	16	9	

Figure 68 : Pourcentage de variance expliquée de deux indices représentant les variations printanières (Sg) et estivales (RGRE) de NDVI, par différents facteurs environnementaux (moyennes annuelles de la période 2000-2012). Ces valeurs concernent i) l'ensemble du site d'étude (« all », départements de l'Aude et des Pyrénées Orientales), ii) trois groupes de végétation (groupe 1 espèces de montagne, 2 = espèces Méditerranéennes, group 3 = garrigue, maquis et pins) et iii) 15 types de peuplements issus de la BD Forêt. T = températures, Rad = rayonnement solaire, PET = ETP, AET = ETR, Cosa = cosinus de l'exposition, P = précipitations, CWB = BHC, SWC = RU des sols, AI = indice d'aridité, ED = DE, REW = relative extractable water, SWD = soil water deficit, TWI = indice topographique d'humidité, Tw et Pw : engorgement temporaire et permanent. yr = annuel, sp = printemps, su = été, GS = saison de végétation (Piedallu et al. 2019).

Conclusion : *La multiplicité de variables, qui se déclinent selon différentes périodes lorsqu'elles concernent le climat, peut générer des difficultés lors de l'étude de l'écologie des espèces du fait de redondances d'informations. La comparaison entre ces différents indices confirme les premiers résultats obtenus dans le paragraphe 31, et sont cohérents entre les différentes études, quel que soit l'objet biologique étudié. Ils mettent en évidence l'intérêt des températures moyennes ou minimales, du stress hydrique édaphique, des variables d'engorgement et de nutrition des sols (pH et C/N). Au contraire, ils confirment la moindre performance des indices hydriques climatiques, des variables dérivées de l'exposition ou de la topographie, des amplitudes climatiques, ou encore des RUM des sols utilisées seules. La complémentarité des variables indiquant la présence d'eau dans le sol (RU) et le stress hydrique (DE) est à étudier, certaines études montrant que l'une ou l'autre peut être performante en fonction du type d'espèce étudié (Ondo et al. 2017; Piedallu et al. 2016). Ces résultats confirment à la fois l'intérêt des variables bioindiquées, des variables synthétiques (températures moyennes vs températures minimales ou maximales), et des variables élaborées (bilan hydrique édaphiques vs. variables élémentaires, comme la pluie, ou les RUM). L'intérêt des indices dérivés du bilan hydrique édaphique est confirmé, malgré les nombreuses incertitudes liées aux paramètres nécessaires à son estimation. Ils font apparaître également le moindre effet des températures maximales pour caractériser les contraintes thermiques, malgré la qualité de prédiction de cette variable dans les modèles (voire paragraphe 3133). A l'inverse, on peut supposer que l'importance des températures minimales soit minorée du fait des difficultés rencontrées pour les représenter de façon pertinente dans des zones de forte topographie. Ces travaux montrent également qu'un nombre limité de variables sélectionnées avec soin, qui représentent les limites écologiques des espèces (froid, chaud, sec, acidité, engorgement ou nutrition azotée) permettent une bonne compréhension de l'écologie des espèces. Afin de le compléter ces comparaisons, différents indices seraient à inclure : le VPD (déficit de pression de vapeur d'eau), du fait de son importance soulignée dans un certain nombre d'études (Davis et al. 2019; Hartmann et al. 2018), le vent qui est un acteur important des dynamiques forestières (Vigiak et al. 2003), ainsi différentes propriétés du sol dont le faible nombre de mesures n'avait pas permis la bioindication (phosphore, potassium, ...) (Santiago et al. 2012).*

322) Caractérisation des conditions favorables à la distribution des principales essences

Du fait de la multiplicité des études, qui concernent des zones géographiques et des traits de vie différents, et impliquent des méthodes d'analyse très diversifiées, il est difficile de synthétiser les diverses informations qui caractérisent l'écologie des espèces afin de pouvoir les comparer entre elles. La sélection d'un jeu d'indicateurs homogène (voire paragraphe 321) et le traitement d'un grand nombre d'espèces avec une méthodologie similaire a permis la comparaison de leurs caractéristiques écologiques (Figure 69) et la cartographie des aires de distribution qui leur sont favorables (Figure 70) (Piedallu et al. 2016). La réalisation de modèles corrélatifs de distribution a permis non seulement d'identifier les facteurs du milieu auxquels chacune des espèces sont liées, mais également de caractériser la gamme des valeurs favorables de chacune d'entre elles. Cette méthode présente l'avantage de pouvoir prendre en compte les relations parfois complexes entre les différents facteurs qui déterminent leur écologie, et de les démêler. Elle a pour limite de se baser sur la niche réalisée des espèces qui peut être plus réduite que la niche fondamentale du fait de la compétition avec les autres espèces, de l'actions de l'homme, ou de difficultés de colonisation apparues au fil des migrations passées (Elith et Leathwick 2009; Franklin 2010; Guisan et al. 2006).

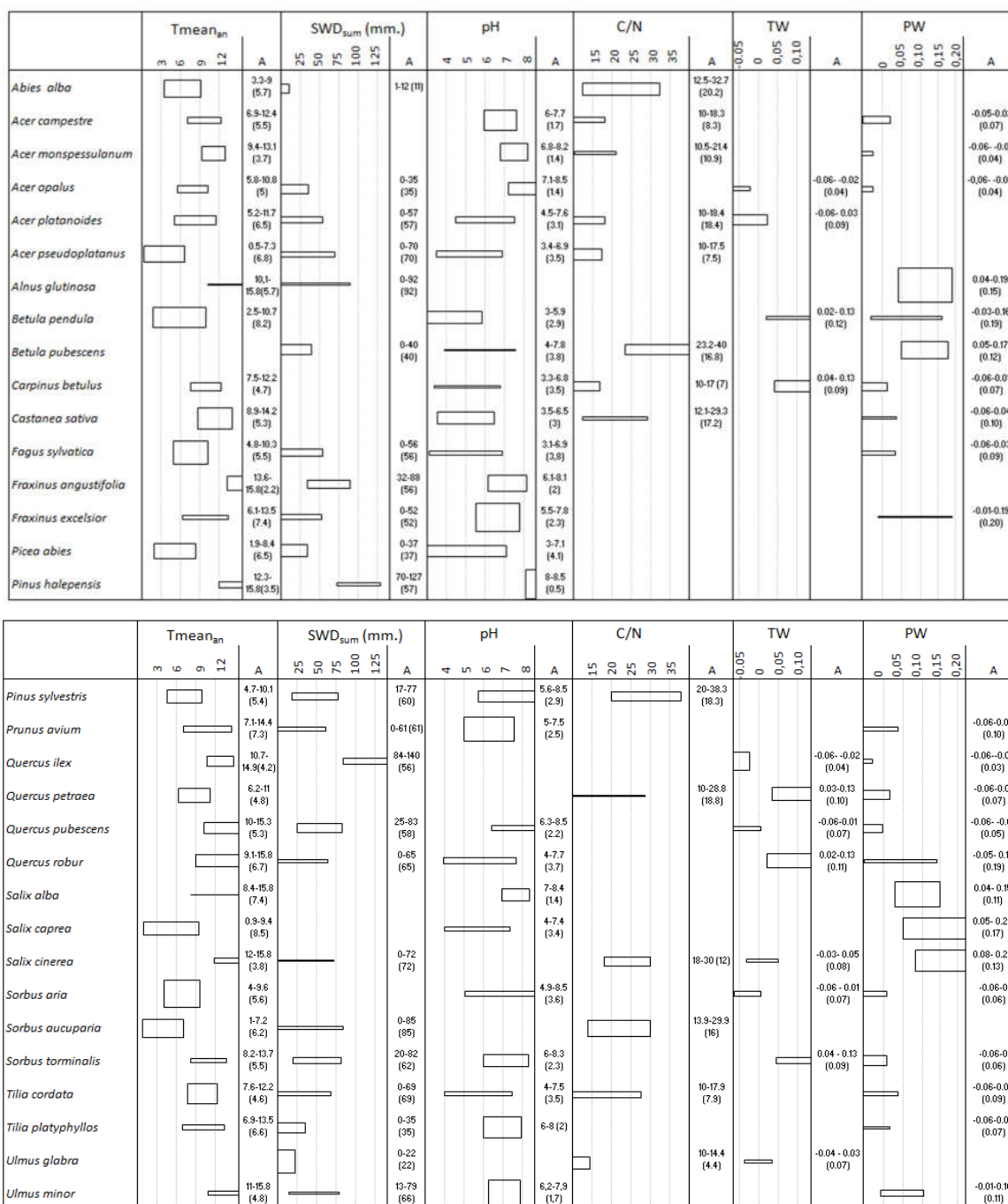


Figure 69 : Conditions de sol et de climat favorables aux 32 espèces étudiées. La longueur du rectangle représente l'amplitude des conditions environnementales occupée par l'espèce, tandis que son épaisseur est proportionnelle à son importance dans le modèle. A = limites basses et hautes de la distribution de l'espèce, et valeur d'amplitude entre parenthèses. $T_{mean_{an}}$ = température moyenne annuelle, SWD_{sum} = DE estival, C/N = ratio carbone sur azote, TW et PW = engorgements temporaires et permanents (Piedallu et al. 2016).

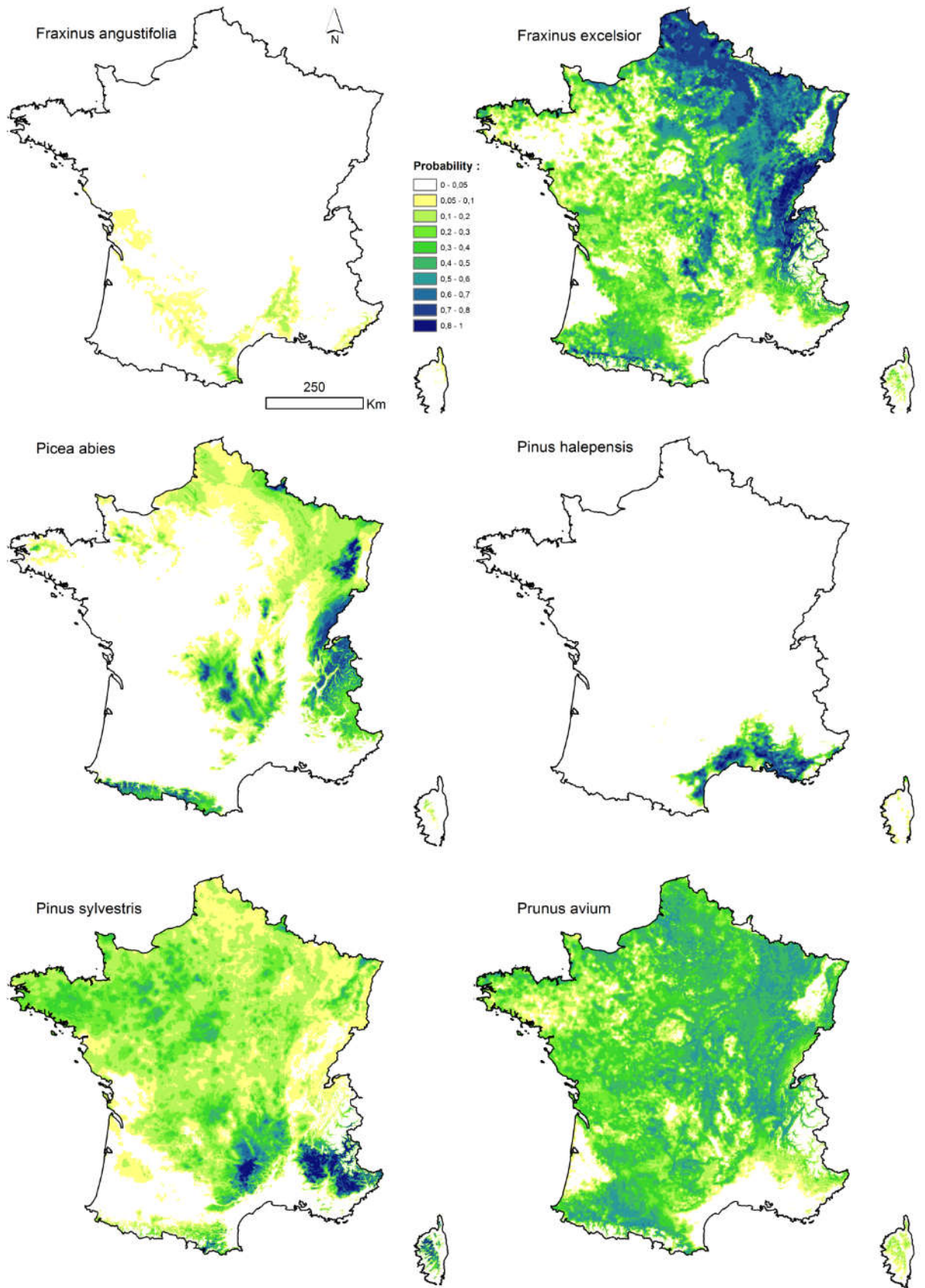


Figure 70 : Extrait pour quelques essences des cartes de probabilités de présence sur la France métropolitaine, pour la période 1961-1990 (Piedallu et al. 2016).

Les modèles de distribution réalisés à l'échelle de la France ont de bonnes performances statistiques et les résultats sont cohérents avec les connaissances dont on dispose, tout en permettant de préciser les réponses aux différents facteurs structurants de leur aire de distribution. Par exemple ils permettent de différencier le comportement des arbres vis-à-vis du manque d'eau et de l'excès d'eau (hydromorphie), alors qu'ils sont confondus en un même indice empirique dans les flores forestières Françaises (Figure 71) (Rameau et al. 1989; Rameau et al. 1993; Rameau et al. 2008). Ils illustrent la complémentarité des différentes catégories de prédicteurs et l'importance des propriétés du sol, peu utilisées par manque de données, mais qui jouent un rôle important de filtre au sein de l'enveloppe bioclimatique (Beauregard et de Blois 2014; Thuiller 2013). On observe également que l'amplitude écologique des espèces est relativement faible vis-à-vis des facteurs climatiques. Pour la majorité des espèces étudiées, elle est ainsi entre 5 et 7°C au regard des températures moyennes annuelles. Grâce à l'existence de cartes numériques des facteurs du milieu sélectionnés dans les modèles, il est possible de cartographier les zones favorables à ces essences en tout point du territoire. Ces cartes fournissent un indicateur de potentialité de présence qui peuvent servir d'aide à la décision pour le choix des essences, plus la probabilité de présence étant élevée, plus le milieu étant favorable au regard des conditions de vie actuellement observées de l'espèce.

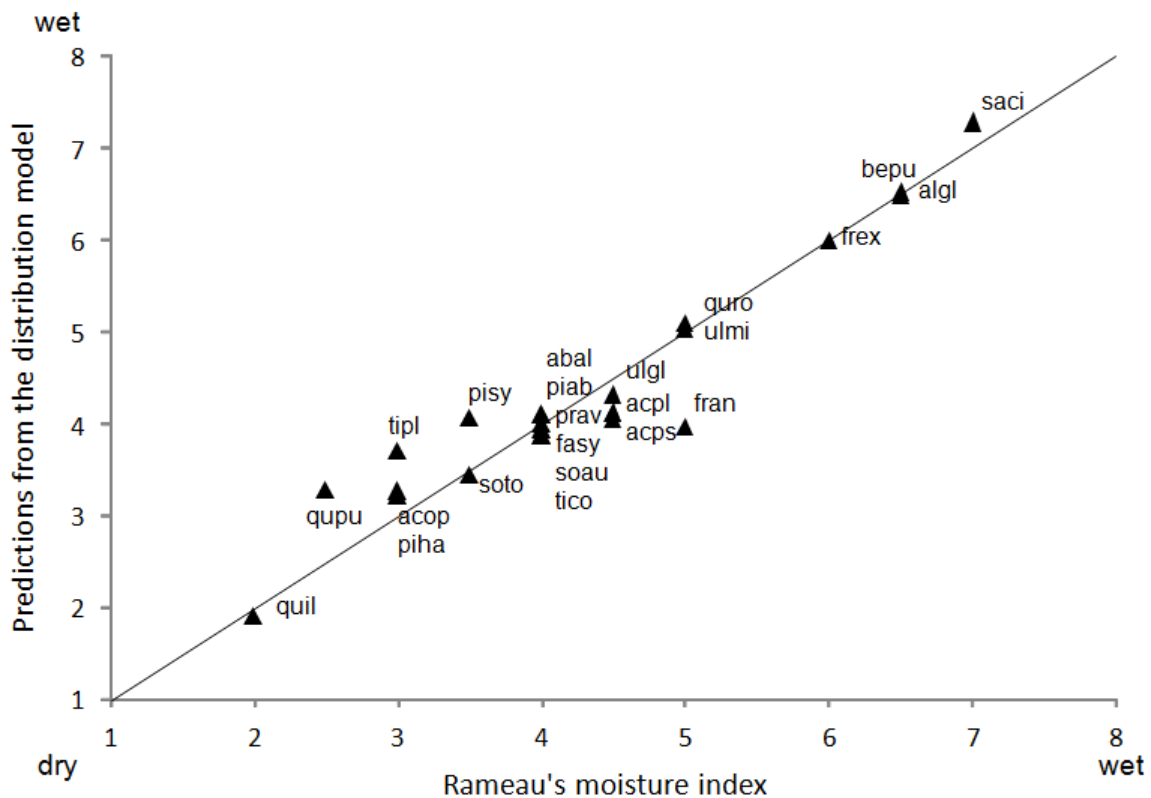


Figure 71 : Comparaison de l'indice hydrique relevé dans la flore forestière Française (Rameau et al. 1989) et modélisé à partir des valeurs calculées dans les modèles de distribution (voir Figure 69) pour 23 essences. L'indice modélisé combine les variables DE et engorgement permanent (Piedallu et al. 2016). Les noms représentent les deux premières lettres du genre et de l'espèce ($R^2 = 0,89$).

Si ce jeu de cartes de distribution des espèces a été réalisé à la résolution kilométrique à l'échelle nationale, la disponibilité de cartes des facteurs du milieu à fine résolution spatiale permet de cartographier des potentialités des essences à une échelle plus fine et d'essayer de mieux prendre en compte la variabilité locale de leur distribution (voire paragraphe 312). La disponibilité de données de terrain collectées à l'échelle de la forêt permet d'évaluer localement la validité des potentialités prédites avec des observations. La Figure 72 montre l'exemple de l'Erable sycomore dans la forêt de Rupt sur Moselle, pour laquelle le modèle est à même de retranscrire avec pertinence les variations de distribution sur un site d'un peu plus de 300 ha, contrasté en termes de richesse chimique.

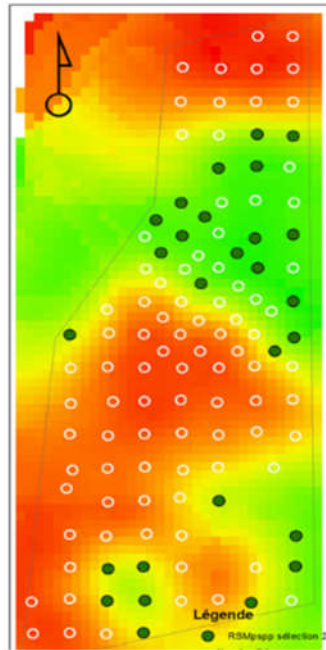


Figure 72 : Evaluation de la pertinence du modèle de distribution de l'érable sycomore calculé à 50 mètres de résolution sur la forêt de Rupt sur Moselle (Vosges). Les points représentent les présences (en vert) et les absences observées (en blanc). Le gradient de couleurs représente la probabilité de présence s'échelonnant entre 0 et 90% (Source P Pinto). Chaque placette est espacée de 200m.

Conclusion : La diversité d'indices écologiques disponibles permet d'appréhender avec pertinence les limites écologiques des espèces. L'utilisation des outils de modélisation permet de démêler l'effet des différents facteurs pour une bonne identification des limites écologiques. Un travail à plus vaste échelle que la France (i.e. l'aire de distribution des espèces) pourrait affiner ces résultats en prenant en compte une plus grande diversité de contextes écologiques, mais la disponibilité d'indices écologiques homogènes, diversifiés, et de qualité est plus limitée à cette échelle. Ces analyses bénéficient du fait que le territoire Français possède un large panel de conditions environnementales (allant de la haute montagne aux milieux méditerranéens), permettant de capter l'ensemble des gradients écologiques pour la plupart des espèces. L'importance des propriétés des sols issues de variables bioindiquées devrait être confirmée à partir de données mesurées, ce qui n'est actuellement pas permis du fait de leur faible disponibilité. En effet, il est possible que la bioindication intègre plusieurs effets derrière un même indice. Par exemple, la variable d'hydromorphie prend probablement en compte une part de sécheresse, les espèces ayant le moins de chance d'être présentes en zone hydromorphe étant les espèces de milieu sec.

Pour terminer, soulignons l'intérêt de réaliser des tests localement. Si de nombreuses cartes de distribution potentielle de la végétation sont créées en utilisant ces techniques de modélisation, elles le sont le plus souvent évaluées à l'échelle de leur zone de calibration, mais leur efficacité à retranscrire localement la réalité de terrain au sein d'un massif ou d'une forêt n'est pas démontrée, alors que c'est l'échelle à laquelle elles sont le plus souvent utilisées. Maintenant que plusieurs dispositifs de terrain ont été collectés avec des relevés d'espèce ou concernant la croissance des arbres, une généralisation des validations locales à un nombre d'essences plus important, et pour des sites présentant des conditions environnementales variées, sera possible pour confirmer leur pertinence locale.

323) Identification des facteurs influençant l'activité photosynthétique des peuplements forestiers

La productivité des espèces peut varier fortement au sein de leur aire de distribution et leur dynamique doit être étudiée de façon conjointe à celle des conditions environnementales (Seynave et al. 2008). Si de nombreuses études ont mis en évidence des changements de productivité des écosystèmes à large échelle, différencier les effets liés aux peuplements, aux contraintes environnementales, et à l'action anthropique n'est pas chose facile (Liu et al. 2015). L'étude des variations de NDVI -qui est lié à l'activité photosynthétique des plantes- dans les départements de l'Aude et des Pyrénées orientales a montré des effets différenciés des contraintes environnementales en fonction des saisons et des types de peuplements (Piedallu et al. 2019). Au printemps, les températures élevées ont un effet bénéfique sur la dynamique du NDVI pour les peuplements de montagne, mais un effet négatif pour les peuplements de milieu chaud (Figure 73). Le stress hydrique estival joue quant à lui un rôle négatif sur l'activité photosynthétique de la végétation au-delà d'un certain seuil, qui apparait nettement au-delà de 70 mm de DE dans cette étude (Figure 73). Les peuplements de milieu sec (chêne vert, chêne liège, pin d'Alep ou maritime), ainsi que la garrigue ou le maquis, sont particulièrement influencés par la disponibilité en eau (Figure 74). L'activité photosynthétique est également particulièrement importante au printemps quand la disponibilité en azote est bonne et le pH pas trop élevé, cet effet diminuant lors de la période estivale. Dans cette zone couvrant l'est des Pyrénées, la végétation de moyenne altitude (sapin, hêtre, pin sylvestre) semble majoritairement occuper les conditions optimales pendant la période d'étude (2000-2012), avec peu de contraintes liées au froid, à la chaleur et la sécheresse. Ces résultats démontrent que différents facteurs contribuent à la dynamique de la végétation et doivent être pris en compte conjointement pour une bonne interprétation de la distribution spatiale ou de la dynamique des évolutions de NDVI au fil du temps. Ces résultats suggèrent que les peuplements d'altitudes pourraient bénéficier du réchauffement climatique tant que les contraintes liées à la chaleur et à la sécheresse restent faibles. A l'inverse, un réchauffement des températures, une augmentation du stress hydrique, ou les deux, contribue à une baisse de l'activité photosynthétique dans les zones les plus chaudes et sèches.

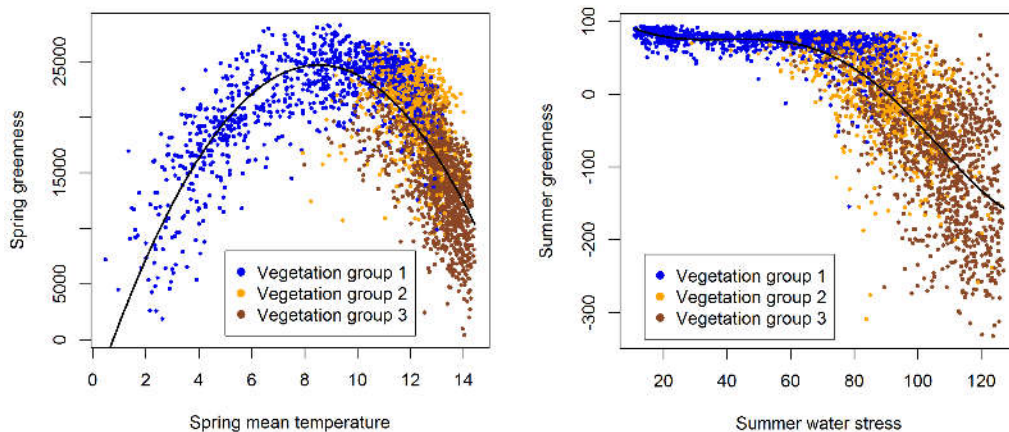


Figure 73 : Relations entre un indice représentant les variations printanières de NDVI (Sg, à gauche) et les températures moyennes de printemps, et un indice représentant les variations estivales de NDVI (RGRE, à droite) et le stress hydrique d'été (DE). Chaque point représente les valeurs moyennes sur la période 2000-2012. Groupe 1 = espèces de montagne, groupe 2 = espèces Méditerranéennes, groupe 3 = garrigue, maquis et pins (Piedallu et al. 2019).

Conclusion : Ces résultats montrent l'intérêt d'une approche visant à caractériser les facteurs limitants de la dynamique des peuplements, et confortent les observations réalisées sur les aires de distribution des espèces à l'aide d'un indice ayant un sens physiologique. Ils mettent en évidence le besoin de chaleur au printemps mais aussi de fraîcheur et d'humidité l'été, ainsi que l'importance des facteurs nutritionnels des sols. Ils montrent qu'il existe des seuils climatiques induisant des baisses de NDVI, suggérant que l'impact des changements de climat en cours pourrait bénéficier à certains types de peuplement et en pénaliser d'autres selon leur position le long des gradients écologiques. Nous avons identifié lors de l'étude concernant les aires de distribution (chapitre 322) des limites écologiques propres à chaque espèce. Une comparaison des seuils limitant la distribution des espèces et induisant une baisse d'activité photosynthétique des peuplements pourrait être réalisée. Ces résultats pourraient également servir à suivre les évolutions de la dynamique des peuplements dans le temps afin de localiser les peuplements en souffrance. Ils permettent de relier un indicateur ayant un sens physiologique (ici une variation de NDVI) à des indicateurs climatiques dont le sens est connu et dont les évolutions futures peuvent être anticipées. Il serait également utile de relier les connaissances obtenues concernant les limites écologiques des espèces ou des peuplements (que ce soit concernant leur distribution, chapitre 332, ou ici leur activité photosynthétique), au niveau de risque observé à travers des indicateurs objectifs de l'état de santé des peuplements. Il serait ainsi possible de déterminer leur vulnérabilité au changement climatique en fonction de la distance aux limites écologiques pour différents gradients environnementaux structurant la distribution de l'espèce.

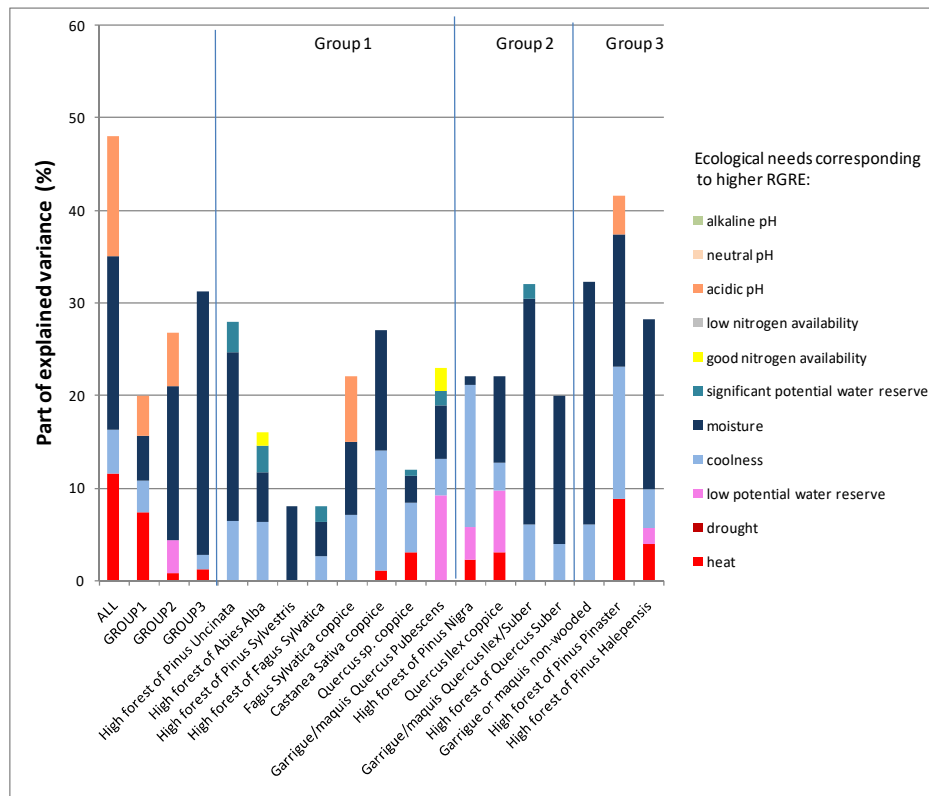
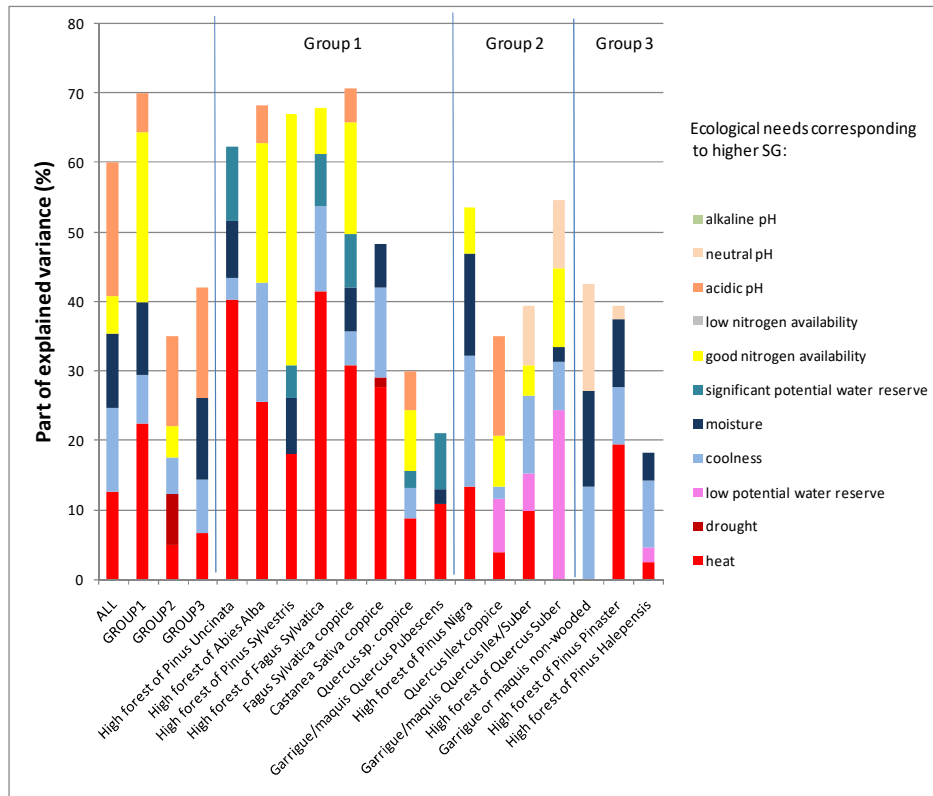


Figure 74 : Variance de l'activité photosynthétique de printemps (SG, en haut), et d'été (RGRE, en bas), expliquée par les principales contraintes liées au sol et au climat pour l'ensemble du site d'étude (ALL = départements de l'Aude et Pyrénées orientales), 3 groupes de végétation, et 15 types de peuplement. Les données annuelles sur la période 2000-2012 ont été utilisées pour calibrer les modèles ($n = 34168$). Groupes de végétation : 1 = espèces de montagne, 2 = espèces Méditerranéennes, 3 = garrigue, maquis et pins (Piedallu et al. 2019).

33) Vulnérabilité des espèces face au changement climatique

Différentes approches ont été comparées dans le but d'évaluer l'impact du changement climatique en cours sur la végétation, et d'élaborer des outils d'aide à la décision pour les acteurs du monde forestier. La première se base sur l'utilisation des modèles de distribution empiriques, décrits chapitre 322, qui sont le plus souvent calibrés dans le présent et projetés sous des climats futurs dans le but de déterminer les aires potentielles de ces essences pour différentes périodes et scénarios. D'une autre façon, ces modèles peuvent être calibrés dans le passé et projetés dans le présent, ce qui a l'avantage de pouvoir évaluer les changements prédits au regard de l'état de santé actuel des peuplements. Une deuxième approche consiste en l'élaboration de modèles représentant l'état de santé des espèces ou des peuplements, soit à partir de relevés de terrain disponibles dans différentes bases de données, soit à partir de traitement de données satellitales.

331) Utilisation des modèles de distribution pour prédire la vulnérabilité des espèces

Du fait qu'ils permettent d'indexer les aires de distribution des espèces sur des variables climatiques, les modèles de distribution ont été très largement utilisés pour faire des projections dans les conditions environnementales futures (Badeau et al. 2005; Iverson 1999; Thuiller et al. 2005b). Ainsi, la comparaison de l'évolution des aires de distribution de plusieurs essences de milieu tempéré a montré une plus grande vulnérabilité de l'épicéa et du hêtre, devant le sapin et le chêne sessile (Figure 75) (Piedallu et al. 2009). Ces modèles simulent en France des baisses généralisées de probabilité de présence des essences de milieu tempéré et de montagne, principalement sur leurs marges chaudes et sèches, correspondant au bassin méditerranéen ou aux basses altitudes (Figure 76). Ces résultats sont globalement cohérents avec les décalages des aires de distribution des espèces observés en utilisant d'autres approches (Freeman et al. 2018; Lenoir et al. 2008). La comparaison de différents modèles climatiques (GCM) permet de définir un gradient de futurs possibles selon les hypothèses d'évolution du climat, grâce à un grand nombre de simulations climatiques désormais disponibles (Taylor et al. 2012). On peut cependant s'interroger sur le réalisme des fortes baisses de probabilité de présence, générées par des modèles se basant sur un conservatisme de la niche, partant de l'hypothèse d'une similitude entre la niche réalisée et la niche fondamentale, et pouvant ainsi négliger l'action de l'homme, les difficultés de dispersion au sein de la niche, ou la compétition inter spécifique (Elith et Leathwick 2009; Journe et al. 2020). Du fait de la relative facilité de mise en œuvre de ces méthodes, ces approches ont été largement déployées pour évaluer les zones vulnérables à différentes échelles de temps. Le réalisme de simulations se déroulant dans une période future ne peut cependant pas être évalué.

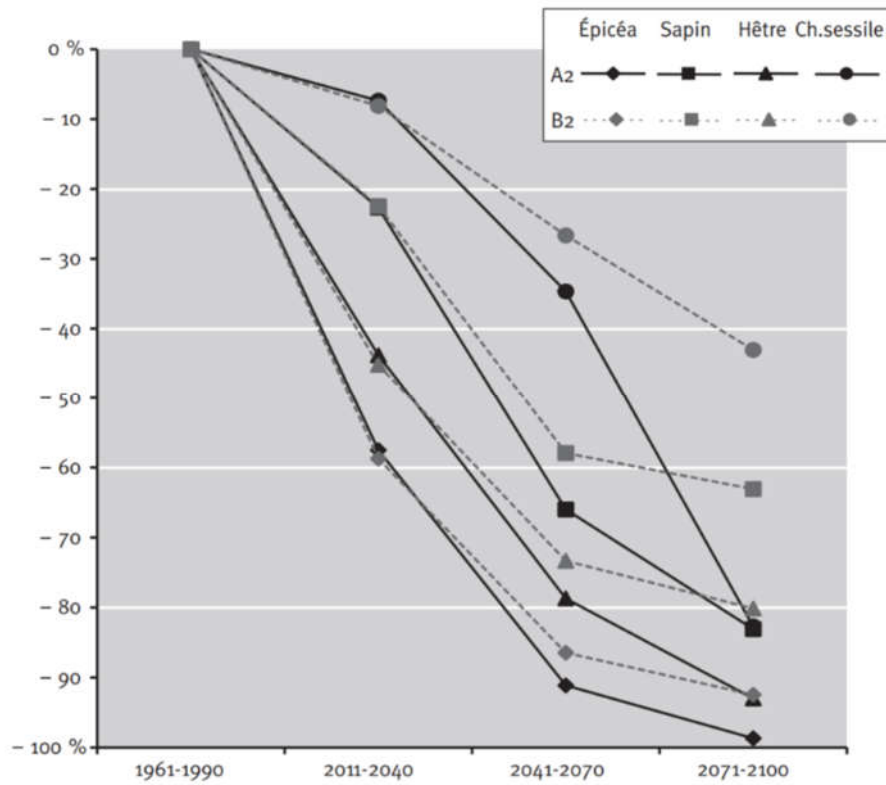


Figure 75 : Evolution des surfaces potentiellement favorables à la distribution de l'épicéa, du sapin, du hêtre et du chêne sessile en France entre les périodes 1961-1990 et 2071-2100 selon le modèle HadCM3 scénarios a2 et b2 (Piedallu et al. 2009).

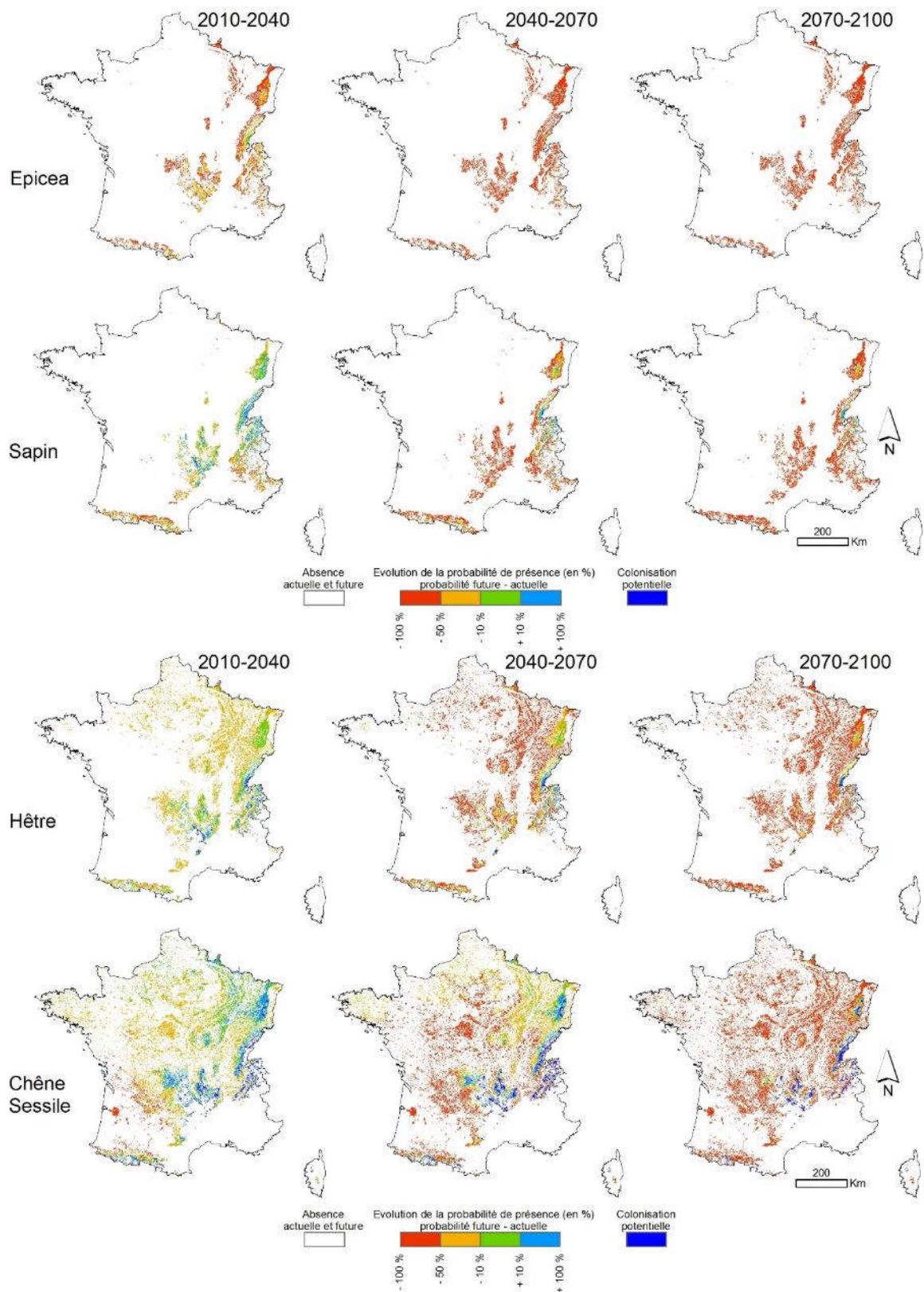


Figure 76 : Evolution potentielle de la distribution de l'épicéa, du sapin, du hêtre et du chêne sessile entre 1961-1990 et 2010-2040, 2070-2070, et 2070-2100, selon le modèle HadCM3 scénario a2 (Piedallu et al. 2009).

Afin d'évaluer la pertinence des approches basées sur les modèles de distribution corrélatifs pour déterminer la vulnérabilité des espèces, des modèles rétrospectifs ont été construits et confrontés à l'état de santé actuel des forêts (Benoit 2022). Le statut sain ou dépérissant des peuplements de sapin et d'épicéa a été identifié sur le massif des Vosges à partir d'une classification réalisée sur les images satellitales sentinel-2 de l'été 2019 (Piedallu et al. 2022a). Des modèles de distribution de ces deux essences ont été calibrés pour une période de référence « post changement climatique » (1961-1987) et projetés dans une période contemporaine (après comparaison, la période 2014-2019 a été retenue du fait de ses meilleures performances), et les évolutions de probabilité de présence entre les deux périodes ont été calculés. L'hypothèse d'une plus grande mortalité des peuplements lorsque la baisse de probabilité de présence était la plus forte a été testée pour ces deux essences (Figure 77).

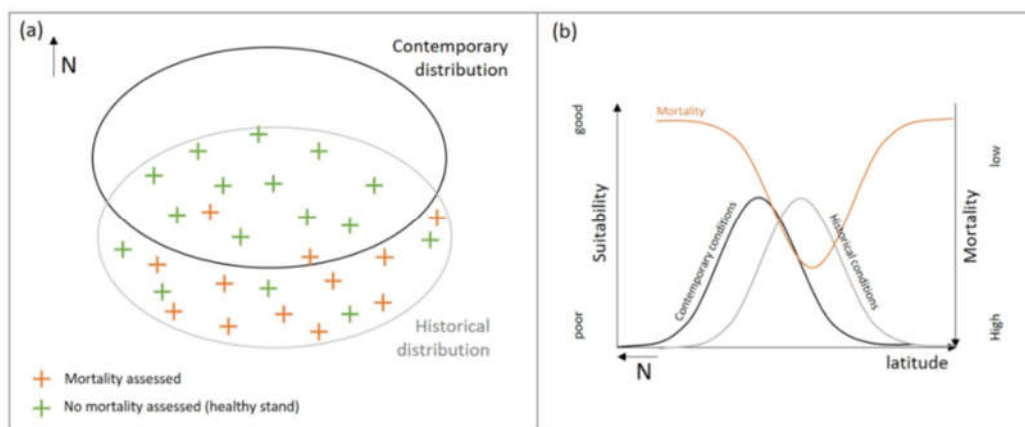


Figure 77 : Test de l'hypothèse d'un lien entre la mortalité des peuplements et la baisse de probabilité de présence du fait du changement climatique entre une période historique (1961-1987) et une période contemporaine aux relevés concernant l'état de santé des peuplements (2014-2019).

Les résultats obtenus montrent globalement un lien assez faible entre les évolutions des probabilités de présence calculées par les modèles et la mortalité observée des deux espèces (Figure 78). En effet, si les placettes dépérissantes sont un peu moins nombreuses dans les zones où les probabilités de présence baissent le moins, on observe autant de placettes saines que de placettes dépérissantes dans les zones prédites les plus vulnérables (Figure 78). Ce résultat est cependant à pondérer selon la zone géographique : en découpant le massif Vosgien en grands bassins versants, on s'aperçoit que le lien entre la baisse de probabilité de présence et la probabilité d'avoir un peuplement dépérissant est très variable (Figure 79). Sur la partie nord du massif (zones 3, 4, 5), on observe plus de mortalité lorsque la baisse de probabilité de présence est faible, ce qui est à l'inverse de l'hypothèse de départ. Au contraire, sur la partie sud du massif, où le plus de mortalité a été observé (zones 2, 6 et 7), la mortalité est nettement plus élevée lorsque le modèle de distribution indique une vulnérabilité forte (Benoit 2022).

Ces variations spatiales suggèrent que d'autres facteurs interagissent dans cette relation. Les erreurs concernent très majoritairement les faux positifs (90% des erreurs pour le sapin et 58 % pour l'épicéa), c'est-à-dire la prédiction d'un peuplement dépérissant alors qu'il est sain. Afin d'essayer de comprendre ces erreurs de prédiction, les peuplements prédits morts par le modèle ont été modélisés avec différents facteurs liés à la topographie, la composition et la

structure des peuplements, l'usage ancien du sol, le climat passé et son évolution. Il en ressort que les faux positifs du sapin sont principalement expliqués par la vitesse d'évolution du DE depuis 1985 (77% de la déviance du modèle), avec moins de dépérissement qu'indiqué par le modèle rétrospectif quand la vitesse d'évolution du stress estival est faible. Pour l'épicéa, 93% des surestimations de mortalité sont expliquées par les températures moyennes historiques estivales (période 1961-1987), avec une surestimation de la mortalité quand les températures étaient historiquement les plus élevées. Ces résultats mettent en évidence l'importance des dynamiques temporelles et suggèrent des impacts non linéaires selon la vitesse d'évolution du climat, une évolution forte sur un pas de temps court conduisant à une plus forte mortalité. Ils montrent également une meilleure adaptation des essences ayant poussées dans des conditions plus contraignantes.

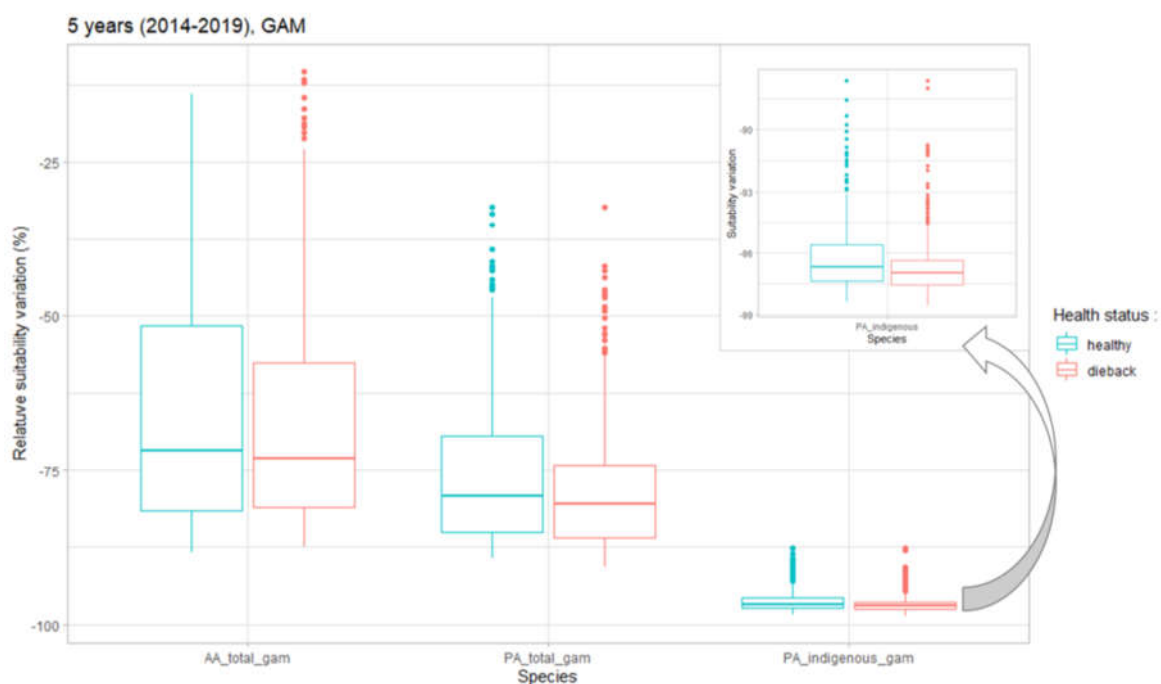


Figure 78 : Baisse de probabilité de présence entre les périodes 1961-1987 et 2014-2019 (en ordonnée) en fonction du statut sain (en bleu) ou dépérissant (en rouge) du peuplement interprété à partir d'images satellitales sentinel-2 en juillet 2019 (Benoit 2022). AA = sapin (*abies alba*), PA = épicéa (*Picea abies*), total = modèles calibrés sur la distribution totale de l'espèce en France, indigenus = modèles calibrés sur l'aire autochtone de l'épicéa d'après la carte de végétation potentielle de la France du CNRS (Leguédouis et al. 2011). Etude réalisée à l'échelle du massif Vosgien.

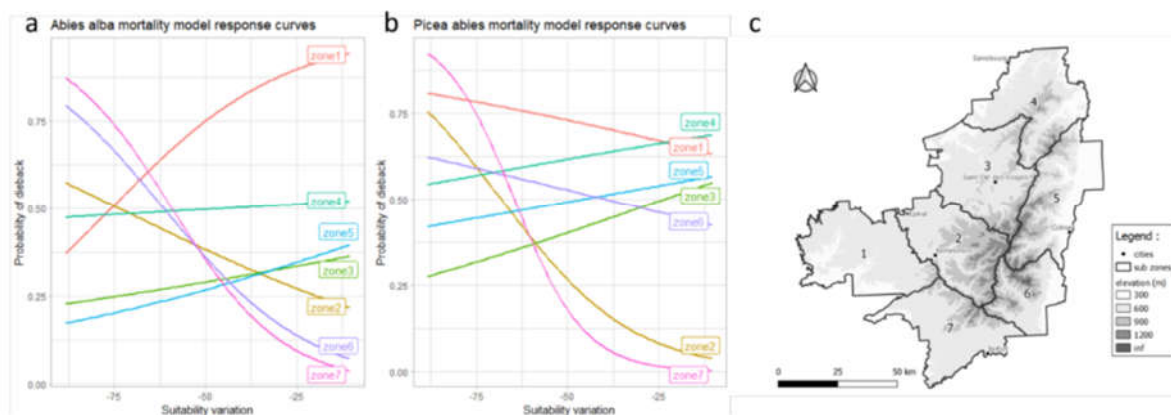


Figure 79 : Courbes de réponse liant la probabilité de mortalité du sapin (a) et de l'épicéa (b) à l'évolution des probabilités de présence entre les périodes 1961-1987 et 2014-2019 (« suitability variation », en abscisse), selon le découpage du massif Vosgien en sept zones géographiques (Benoit 2022).

Conclusion : Les modèles corrélatifs de distribution des espèces sont des outils relativement faciles à mettre en œuvre pour évaluer la vulnérabilité des essences au changement de climat en cours, du fait de la bonne disponibilité de données de présences et d'absences observées des plantes, des nombreux outils de modélisation disponibles, et des cartes de facteurs du milieu qui permettent la spatialisation à large échelle. Leur usage pour la détermination des conditions favorables à une espèce sur des sites non inventoriés, ou la détermination des aires favorables aux espèces dans le futur, est très répandu dans la littérature (Guisan et Thuiller 2005; Randin et al. 2006). Dans un contexte de changement climatique, leur usage pourrait permettre de traiter un grand nombre d'espèces facilement, afin de qualifier leur vulnérabilité en fonction des conditions de milieu et du réchauffement en cours ou à venir (Austin 2002). Ils permettent de produire des cartes synthétiques représentant l'évolution de la probabilité de présence entre deux périodes, une baisse signifiant une dégradation des conditions et potentiellement un déclin de l'espèce. Le modèle climessence sur lequel l'ONF se base pour le choix d'essences adapté au climat futur utilise une approche de ce type, le franchissement des limites écologiques d'un des gradients environnementaux signifiant que les conditions de milieu deviennent inadaptées pour l'espèce. Cependant, les limites liées à l'extrapolation des aires de distribution dans l'espace ou dans le temps sont nombreuses, rendant les prédictions incertaines (Charney et al. 2021; Pearson et Dawson 2003). Du fait de la forte dépendance des espèces végétales aux températures et à la disponibilité en eau, et à leur relativement faible amplitude vis-à-vis de ces gradients (voir Figure 69), leur projection dans des climat plus chauds et secs conduit dans nos régions tempérées à un décalage quasi généralisé des aires de distribution vers de plus hautes latitudes ou altitudes, induisant des baisses de potentialités significatives sur une partie importante de l'aire de distribution des espèces. L'interprétation de ces changements en terme pratique reste délicate.

La mise en relation des évolutions issues de modèles rétrospectifs avec l'état de santé actuel des peuplements donne des résultats variables selon les lieux, la concordance étant globalement faible du fait d'une surestimation de la mortalité dans les zones basses, correspondant à un climat plus chaud et plus sec. Une température ou un niveau de stress

hydrique historiquement plus élevés conduisent à une mortalité moindre qu'attendue, probablement du fait d'une meilleure résistance des essences du fait de leur adaptation aux conditions stressantes, et du fait de la non prise en compte des effets liés au peuplement dans cette approche. Ces résultats sont cohérents avec des études montrant des adaptations locales à la sécheresse (Matías et al. 2019; Vizcaino-Palomar et al. 2019). Ces résultats mitigés veulent ils dire pour autant que ces approches basées sur les projections dans le temps de modèles de distribution ne sont pas pertinentes ? Ce n'est pas certain. Prenons l'exemple de l'épicéa et du sapin dans le Grand-est. Avec cette approche, l'indexation des zones favorables aux espèces sur l'évolution climatique simule un déplacement de leur aire de distribution vers le nord ou en altitude dès la fin des années 1980, date à laquelle le climat a commencé à se réchauffer. Or, jusque vers 2017-2018, un décalage important existait avec les observations de terrain qui montraient peu de dépérissement dans les zones censées ne plus être favorables. Depuis, des dépérissements massifs s'y sont produits en quelques années, éliminant par exemple l'épicéa de nombreux secteurs de plaine, réduisant ainsi le décalage entre les prévisions des modèles et la réalité de terrain, et conduisant à une concordance partielle, décrite par exemple ci-dessus dans le sud du massif des Vosges. Un schéma similaire semble se profiler pour le sapin, avec un temps de retard probablement dû au moindre nombre de plantations dans des zones en limite de conditions favorables. Sur le terrain, les évolutions des aires de distribution semblent donc se produire par à coup, à la faveur d'épisodes climatiques extrêmes, ou de leur succession dans le temps, et avec un temps de retard par rapport aux prédictions des modèles (Figure 80). Ce retard de la réaction de la végétation est également observé en plaine à partir de relevés de terrain (Bertrand et al. 2011). Il est possible qu'à terme les écarts entre les simulations des modèles et les observations de terrain se réduisent, selon le principe présenté Figure 80.

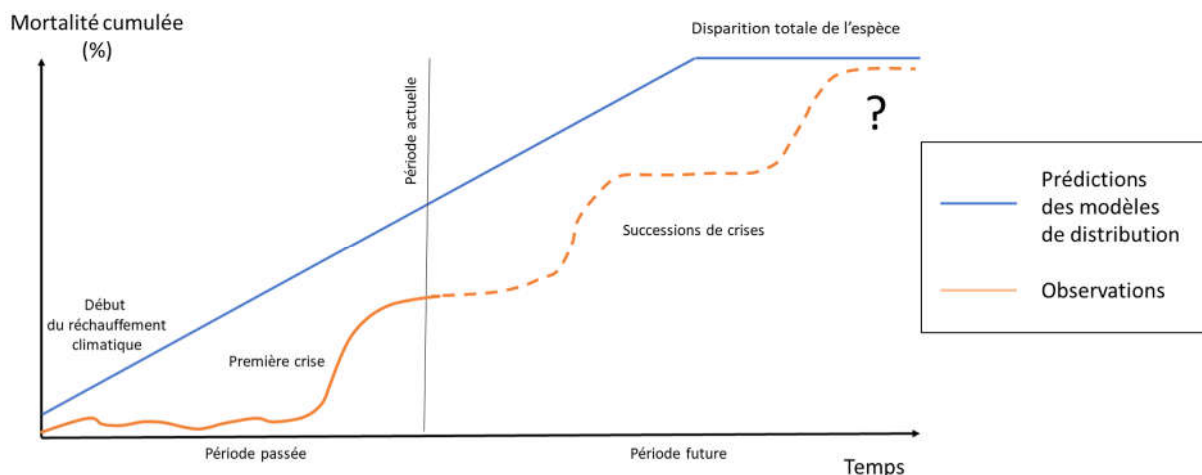


Figure 80 : Schéma conceptuel illustrant l'évolution potentielle de la mortalité d'une espèce au fil du temps sur son aire de distribution historique, simulée par des modèles de distribution et observée sur le terrain. On considère ici qu'une baisse de probabilité de présence conduisant à des conditions défavorables pour le maintien de l'espèce déterminée à l'aide des modèles correspond à de la mortalité.

On observe aujourd'hui, dans le nord-est de la France une double évolution concernant les aires de distribution du sapin et de l'épicéa : d'un côté une remontée en altitude pour conserver des conditions climatiques favorables, et de l'autre une plus grande vulnérabilité dans les zones historiquement à faible stress hydrique et thermique qui sont devenues rapidement plus chaudes et plus sèches, avec un phénomène d'adaptation dans les zones les

plus habituées à des conditions thermiques et hydriques contraignantes. Ces deux réactions à priori contraires semblent se produire à des échelles différentes, les phénomènes d'adaptation étant observés à des échelles plus locales que les décalages d'enveloppe bioclimatique. La question de la dynamique de l'évolution du climat semble également jouer de façon importante, une meilleure résistance étant observée dans les zones où les changements de climat sont moins rapides. Ces résultats, qui expliquent en partie la forte variabilité locale de la réponse des essences parfois observée, renforcent les incertitudes qui pèsent sur l'avenir. En effet, ils suggèrent que les peuplements présents là où les conditions environnementales étaient les plus favorables puissent dans certains cas être les plus vulnérables en cas de changement brusque de conditions climatiques. Il est également possible que les zones où les essences résistent actuellement connaissent dans le futur une phase de mortalité subite lors d'une succession d'évènements extrêmes, lorsque les limites physiologiques auront été atteintes, et que le décalage complet des aires de distribution ne soit qu'une question de temps. Aussi, le suivi du comportement de ces différentes populations est nécessaire pour évaluer leur évolution face aux changements à venir.

332) Modélisation de l'état de santé des espèces et cartographie de leur vulnérabilité

Une deuxième approche a été mise en œuvre pour évaluer la vulnérabilité des espèces au changement de climat. Elle consiste à étudier directement l'état de santé des forêts afin de déterminer les causes de déclin, toujours à l'aide d'outils de modélisation. Cette approche pose un certain nombre de questions liées :

- à la séparation des différentes causes de mortalité, qui peuvent être naturelles (âge, compétition pour la lumière), liées aux conditions environnementales (sol, climat, pollution, événements extrêmes), ou accentuées par le changement climatique, dont les effets peuvent jouer sur différents tableaux (incendies, sécheresses, tempêtes, ...);
- à la différenciation des effets des facteurs prédisposants ou déclenchant de ceux des facteurs aggravant liés aux attaques biotiques ;
- aux bases de données les plus pertinentes à utiliser : réseaux de placettes (IGN, réseau ICP Forest, données des correspondants du DSF), imagerie satellitale, inventaires en plein ...
- à la manière de caractériser le dépérissement, qui peut être évalué à l'échelle de l'arbre ou du peuplement avec différentes mesures : transparence du houppier, taux de branches mortes, protocole Deperis, Archi, arbres ou peuplements morts, ...

Plusieurs études ont été menées à différentes échelles spatiales, allant de la France entière jusqu'au petit bassin versant, en passant par la région naturelle, à partir de caractérisations de l'état de santé issues de relevés de terrain ou d'images satellitales, et concernant un large panel d'essences. Elles se sont focalisées sur la détermination de la mortalité liée aux conditions climatiques, en excluant les effets du vent ou des événements exceptionnels comme les incendies, les avalanches ou les inondations. Afin d'évaluer correctement l'impact du climat sur la mortalité, il est nécessaire au préalable d'identifier et de quantifier la mortalité naturelle due aux effets de la compétition et du vieillissement. Le manque de disponibilité de données spatialisées liées aux pathogènes et la forte dépendance de leur distribution aux facteurs climatiques a conduit à ne pas les prendre explicitement en cause, et

de se focaliser sur les conditions liées au milieu et aux caractéristiques des peuplements pour évaluer la vulnérabilité au dépérissement, en faisant l'hypothèse que les risques biotiques seraient intégrés de façon implicite. Cette hypothèse liée à un fort déterminisme des conditions environnementales et de peuplement sur la mortalité a été évaluée, par opposition à une dynamique des dépérissements qui serait régie par une propagation aléatoire liée aux attaques biotiques, qui conduirait à l'impossibilité d'établir des liens statistiques cohérents entre mortalité, facteurs du milieu, et types de peuplements.

3321) Bases de données utilisables pour modéliser les dépérissements

Pour étudier la vulnérabilité des arbres, il est nécessaire de coupler différentes sources de données : des observations de l'état de santé des espèces, bien sûr, mais également la description des caractéristiques des arbres et du peuplement, et des données environnementales concernant le sol, le climat et son évolution. Ces différentes informations permettront d'identifier la réponse des facteurs ayant une influence sur la mortalité, dont la pertinence écologique doit être interprétée au regard des connaissances existantes. Les résultats qui vont être présentés dans ce paragraphe sont issus d'études avec des méthodologies différentes. Les principales données de dépérissement utilisées ont été collectées à partir de réseaux systématiques de placettes de terrain existants, ou par analyse d'images satellitales (Table 11). D'autres approches ont été mises en place avec des campagnes de relevés de terrain stratifiées permettant d'optimiser l'inventaire de zones dépérissantes, ou à partir d'inventaires en plein de l'état sanitaire, mais elles ont été mises en œuvre à des échelles locales du fait du coût important de l'acquisition de données (Table 11).

La plupart des études se sont ainsi basées sur les réseaux de placettes issus d'inventaires systématiques (IGN, DSF, ONF...), ou stratifiés. Les données des placettes collectées permettent d'identifier un grand nombre d'arbres dont l'état sanitaire est caractérisé, et dont l'environnement sera décrit avec des données dendrométriques et environnementales relevées sur la placette ou extraites de cartes numériques. Ces données permettent de démêler par des techniques de modélisation les différents facteurs liés à la mortalité, à l'échelle de l'arbre ou de la placette.

L'imagerie satellitale permet d'identifier l'état sanitaire sur de vastes emprises, à l'échelle du peuplement. Si son utilisation a démontré de bons résultats concernant l'identification des zones dépérissantes (Hicke et Logan 2009; Verbesselt et al. 2009), elle ne permet pas facilement l'obtention des données nécessaires à la description précise des caractéristiques des peuplements. Afin de pallier à cette limite, un couplage entre imagerie satellitale et photointerprétation a été mis en œuvre sur le massif Vosgien (Piedallu et al. 2022a). Une classification supervisée à partir d'images sentinel-2 de juillet 2019 a été réalisée pour identifier les zones dépérissantes, complétées par une photo-interprétation de 2000 placettes stratifiées en fonction du dépérissement, afin de collecter visuellement des données caractérisant les peuplements à l'échelle de « placettes virtuelles » de 15 mètres de côté (essences, structure, composition, estimation de l'âge, présence de lisières, recouvrement, ...).

Cette méthode a permis de suréchantillonner les zones dépérissantes pour identifier les variables corrélées à la mortalité du sapin et de l'épicéa dans les Vosges. Les données environnementales ont été obtenues à travers les diverses cartes digitales existantes (voire paragraphe 31). Les informations concernant le peuplement obtenues par photointerprétation

sont évidemment plus grossières que celles obtenues lors d'inventaires de terrain, mais les deux approches sont très complémentaires. Relativement peu coûteuse en temps, cette méthode a l'avantage de permettre la collecte de nombreuses informations sur des gradients écologiques importants, et surtout de permettre une stratification permettant de suréchantillonner les zones déperissantes afin de bien les caractériser.

Source de données	Avantages	Inconvénients	Exemple d'études
Placettes de terrain – réseaux systématiques	De nombreuses placettes d'inventaire (IGN, DSF, ONF ... en France), importants gradients écologiques couverts, caractérisation écologique et dendrométrique du peuplement, approche à large échelle possible, revisites de terrain	Réseaux systématiques -> probabilité faible d'inventorier des zones déperissantes, sous-estimation du déperissement du fait des coupes	(Taccoen et al. 2022; Taccoen et al. 2021)
Données satellitaires	Disponibilité de données à large échelle et à court pas de temps, acquisition pouvant être peu coûteuse, inventaire relativement exhaustif, possibilité d'acquérir des données environnementales sous forme de cartes digitales	Problème des nuages (optique), Incertitudes liées à l'identification des déperissements, confusions possibles (sous étage, coupes, ...), peu de caractérisation dendrométrique des peuplements	(Piedallu et al. 2022a)
Campagne de relevés de terrain	Possibilité de stratifier l'échantillonnage en fonction des conditions environnementales ou de suréchantillonner les zones déperissantes	Lourd à mettre en œuvre et coûteux, échelle locale uniquement	(CCRN 2019, 2021)
Inventaires en plein	Inventaire à priori exhaustif des zones déperissantes, possibilité d'acquérir des données environnementales sous forme de cartes digitales	Lourd et coûteux, peu de données existantes en France, souvent collectées par estimation visuelle, pas de caractérisation dendrométrique des peuplements.	(Thauvin 2011)

Table 11 : *Avantages et limites des principales sources de données disponibles pour caractériser l'état sanitaire des arbres ou des peuplements, avec des exemples d'études réalisées impliquant chacun de ces types de dispositifs.*

3322) Démêler les principales causes de mortalité

Les variables liées à la mortalité d'arbres ont été identifiées par modélisation à partir des données de l'inventaire forestier pour 43 des essences des plus communes en France (Taccoen et al. 2019), qui couvrent environ 80% du couvert forestier Européen (Köble et Seufert 2001). Les résultats montrent qu'une part importante de la mortalité observée en forêt (en considérant tous les arbres au-dessus d'un diamètre de 7,5 cm) est induite par des effets liés au statut social de l'arbre ou aux caractéristiques des peuplements (Figure 81, « tree status »

et « stand attributes » qui expliquent 79% de la mortalité observée toute essence confondue). Ce chiffre illustre la nécessité d'une bonne prise en compte de ces effets afin d'évaluer correctement les liens avec les conditions de milieu et le changement climatique, qui n'expliquent qu'une partie relativement faible de la mortalité globale (Figure 81). En effet, il ne faut pas oublier qu'une grande majorité des arbres meurt naturellement par compétition lors de la maturation du peuplement (Charru et al. 2012).

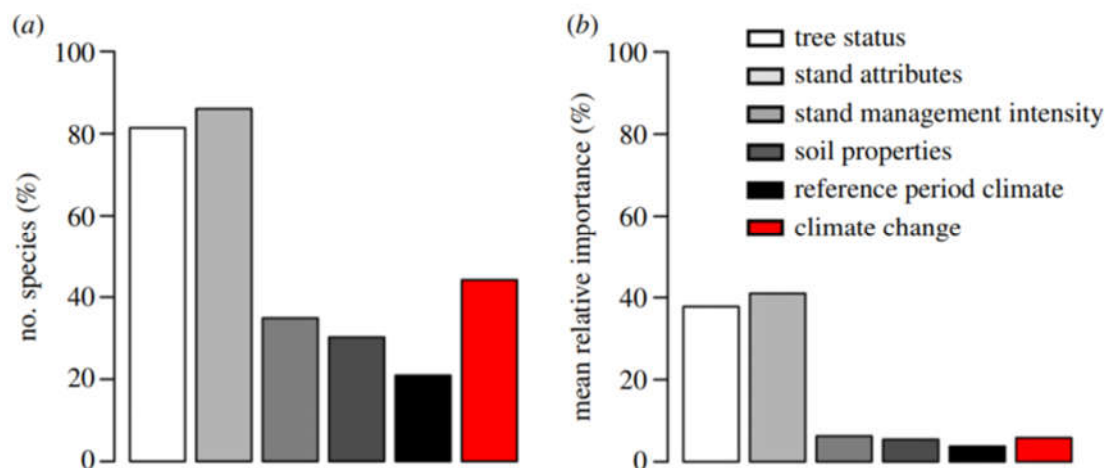


Figure 81 : *Fréquence et importance des différentes catégories de facteurs expliquant la mortalité des arbres pour les 43 essences étudiées à partir de 372974 arbres. a) proportion d'espèces avec au moins une variable significative par catégorie, b) apport moyen des variables par catégorie pour toutes les espèces. La performance des modèles permet une AUC de moyenne de 0,81 (+-0,06) (Taccoen 2019). En rouge figurent les effets liés au changement climatique.*

3323) Les caractéristiques dendrométriques et sylvicoles jouent un rôle important dans la vulnérabilité du peuplement

L'évaluation de la réponse du dépérissement vis à vis de différents facteurs fournit des informations importantes permettant de tracer un portrait type des caractéristiques des arbres ou des peuplements les plus impactés. L'étude d'un grand nombre d'essences a permis d'identifier les variables les plus structurantes. Pour ce qui concerne les variables dendrométriques ou sylvicoles, ont été identifiées sur un panel de 43 essences, par ordre d'importance décroissante, la circonférence relative de l'arbre par rapport à celle des arbres de la placette, indicateur de son statut social, la proportion de surface terrière de l'essence sur la placette, indicateur du mélange, la structure, la surface terrière du peuplement et la circonférence de l'arbre (Taccoen et al. 2019). Ainsi, globalement, un arbre dominé, ou parfois fortement dominant (ce qui correspond probablement aux arbres les plus âgés), de petite circonférence, situé dans un peuplement à faible proportion de surface terrière de l'essence, à structure ni trop homogène ni trop hétérogène, avec une forte surface terrière et un fort taux de recouvrement de la canopée, aura globalement plus de chances de mourir (Table 12).

Interprétation	Variables	% des essences				
		NS	-	-+	+	+ -
Compétition verticale	Circonférence relative	26	28	47		
Age	<i>Circonférence</i>	74	23		2	
	Diamètre quadratique moyen	79		2	7	12
Compétition horizontale	<i>Surface terrière</i>	74	7		19	
	<i>Recouvrement de la canopée</i>	79	2		19	
	Nombre de tiges/ha	98			2	
Mélange	Proportion de surface terrière de l'essence	37	37	7	2	16
	<i>Nombre d'essences</i>	77	2	9	9	2
Structure	<i>Hétérogénéité de la structure (Indice Gini)</i>	63	2		5	30

Table 12 : Caractéristiques des peuplements corrélées à la mortalité de 43 essences, classées par ordre décroissant d'importance. Forme de la courbe de réponse au dépérissement : - : négative, - + : en U, + : positive, + - : en cloche. Les chiffres indiquent le pourcentage d'essences concernées. NS : pourcentage d'essences pour lesquelles la variable est non significative dans le modèle. En gras : les formes de réponse les plus importantes. $n = 372974$, tous les arbres au-dessus du diamètre 7,5 cm sont pris en compte, données collectées entre 2009 et 2015 (Taccoen et al. 2019).

Ces résultats obtenus avec un grand nombre d'essences à l'échelle nationale peuvent être comparés avec ceux obtenus dans les Vosges pour le sapin ou l'épicéa à partir de l'étude basée sur les images satellitales. Pour chacune de ces essences, on y observe globalement moins de mortalité dans les peuplements mélangés avec au moins 50% de feuillus, ou à structure irrégulière (Figure 82A) (Piedallu et al. 2022a). A une échelle encore plus locale, on observe une mortalité du sapin moins importante dans les peuplements purs ou très mélangés de la vallée de la Doller (vallée Alsacienne située dans le sud-est des montagnes Vosgiennes) (CCRN 2019). Ces études, qui montrent une certaine homogénéité de réponses entre essences et aux différentes échelles, soulignent l'importance de la compétition, du mélange et de la structure sur l'état de santé des arbres. Ces informations pourront contribuer à discriminer les caractéristiques favorables ou défavorables à la survie des peuplements dans un contexte de changement climatique, et à mettre en place des sylvicultures adaptatives dans le but d'essayer d'atténuer les effets des changements en cours.

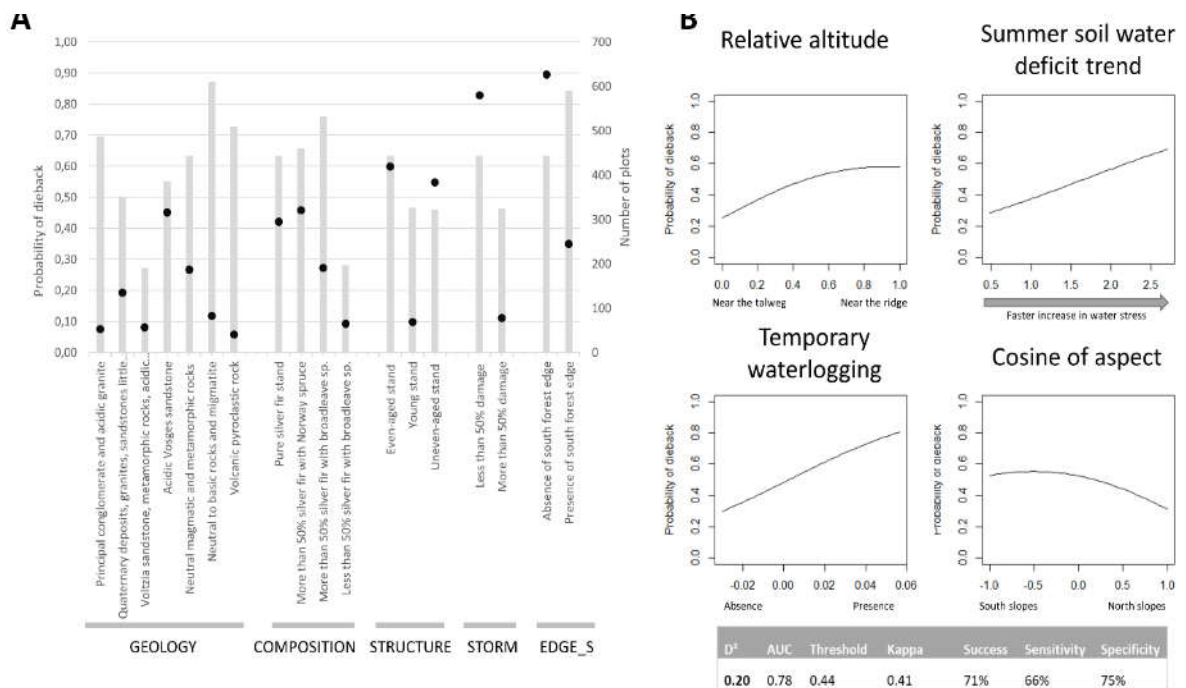


Figure 82 : Variables corrélées au dépérissement du sapin dans le massif Vosgien. A gauche (A), la probabilité de mortalité pour chaque modalité des variables qualitatives (géologie, composition et structure du peuplement, dégâts de la tempête de 1999, présence de lisière orientée au sud, les points noirs représentant les effectifs de chaque modalité). A droite (B) la courbe de réponse vis-à-vis des variables quantitatives : position sur le versant, évolution des bilans en eau du sol sur la période 1986-2019, engorgement temporaire et cosinus de l'exposition). En bas à droite, les performances du modèle (Piedallu et al. 2022).

Ces travaux renforcent différentes études montrant l'influence des caractéristiques du peuplement sur la croissance des arbres (Mathys et al. 2021; Trouve et al. 2017). Cependant, certains résultats sont difficilement utilisables de façon pratique du fait du caractère synthétique des variables utilisées, qui devront être précisées afin de pouvoir mettre en place des mesures opérationnelles de gestion. Par exemple, si l'importance des variables caractérisant le mélange ressort pour une proportion importante d'essences dans les études que nous avons menées à l'échelle nationale (Table 12), la nature et le dosage de ces mélanges reste à préciser. Il en est de même pour l'effet de la structure qui est caractérisé ici par l'indice de Gini sur les structures peu interprétable pour les gestionnaires (Latham et al. 1998), ...). A l'échelle des Vosges, où une typologie plus détaillée a été utilisée, on observe aussi bien pour le sapin que pour l'épicéa, que les peuplements avec une forte portion de feuillus (ici majoritairement des hêtres) résistaient mieux aux effets du changement climatique (Figure 82) (Piedallu et al. 2022a). Il sera donc nécessaire pour aller plus loin de distinguer pour chaque essence les mélanges permettant de mieux résister à l'augmentation des stress thermiques et hydriques, en fonction du type de peuplement. Comparativement, les propriétés des sols sont significatives pour un faible nombre de modèles. Les principaux liens identifiés concernent le pH et le C/N des horizons de surface (5 essences sur 43 pour chacune de ces variables), avec des formes de réponses variables selon l'écologie de l'espèce (Taccoen et al. 2019). L'engorgement ne joue que pour 2 espèces et le réservoir en eau du sol (RUM) pour 3 d'entre elles. Ces résultats démontrent un effet relativement faible des conditions dites stationnelles sur le dépérissement à l'échelle de la France.

3324) Détermination de l'impact du changement climatique

La prise en compte des facteurs liés au peuplement ou aux conditions stationnelles est un préalable qui permet d'identifier l'effet du climat et de ses évolutions sur la mortalité en limitant le risque de confusions. Cet effet a été évalué aussi bien à l'échelle nationale (Taccoen et al. 2022; Taccoen et al. 2021; Taccoen et al. 2019), que du massif (Piedallu et al. 2022a), ou de la vallée (CCRN 2019, 2021).

L'évolution récente du climat a été estimée dans un premier temps par une différence relative entre les valeurs moyennes d'une période de référence antérieure au réchauffement des températures (période 1961-1987), et les 15 années précédant la date d'inventaire de terrain. L'évolution ainsi calculée impacte l'état de santé de près de la moitié des 43 essences étudiées à l'échelle nationale, et explique environ 6% de la mortalité d'arbres observée (Taccoen et al. 2019). Elle engendre une surmortalité principalement liée à une augmentation des températures ou une baisse de la pluviométrie au cours des dernières années (Figure 83). Quand on y ajoute l'effet des températures ou des pluies moyennes, ce sont 60% des 43 espèces étudiées pour lesquels des effets climatiques ont été identifiés sur la mortalité. La vulnérabilité des essences a été étudiée en fonction de la taille et du statut social des arbres pour 8 essences, identifiant une surmortalité liée au changement de climat plus importante pour les arbres dominés que pour les arbres dominants (Taccoen et al. 2021). La mortalité des arbres dominés apparaît principalement liée aux hausses de températures, tandis que la mortalité des grands arbres dominants est corrélée à une diminution de la pluie (Figure 84). Ces résultats démontrent que toutes les catégories d'arbres sont impactées par le changement climatique, avec des conséquences multiples à la fois sur la capacité de production et les divers services écosystémiques associés, mais aussi sur la capacité de régénération de nos forêts. Les études réalisées sur un jeu de 12 espèces ont également mis en évidence qu'à l'échelle nationale la mortalité était plus importante en marge chaude et sèche des aires de distribution (Figure 85), démontrant qu'à intensité égale de réchauffement ou d'assèchement, l'impact sur la mortalité n'est pas le même selon la position au sein du gradient écologique (Taccoen et al. 2022).

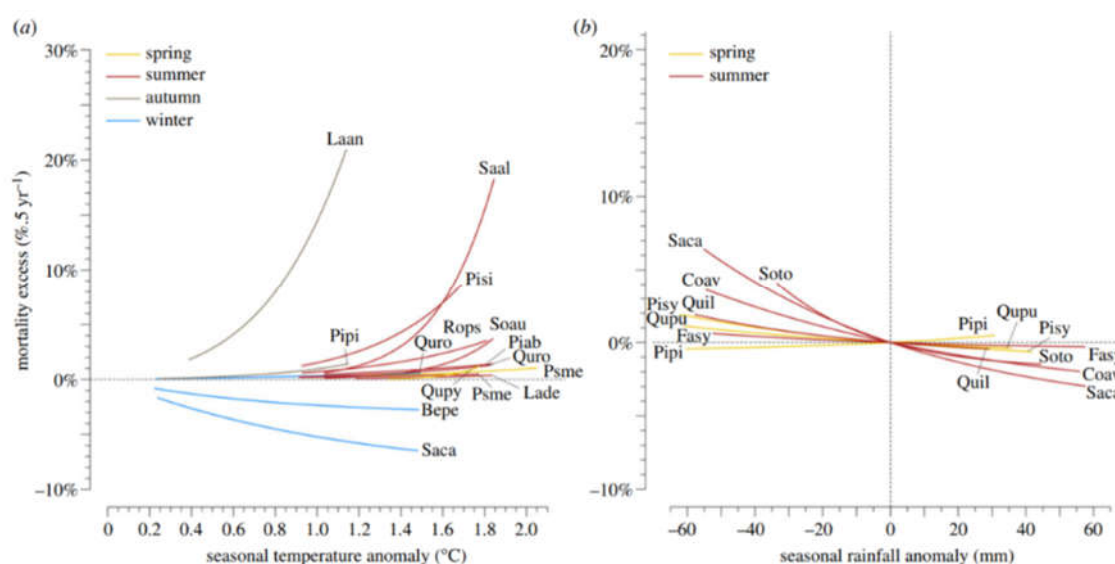


Figure 83 : Excès de mortalité le long du gradient d'anomalie de température (a, 13 espèces) et de pluie (b, 8 espèces) pour les espèces pour lesquelles un impact significatif du changement climatique sur la mortalité a été identifié. Les noms des espèces correspondent aux deux premières lettres du genre et de l'espèce (ex : Pisi = *Pinus silvestris*) (Taccoen 2019).

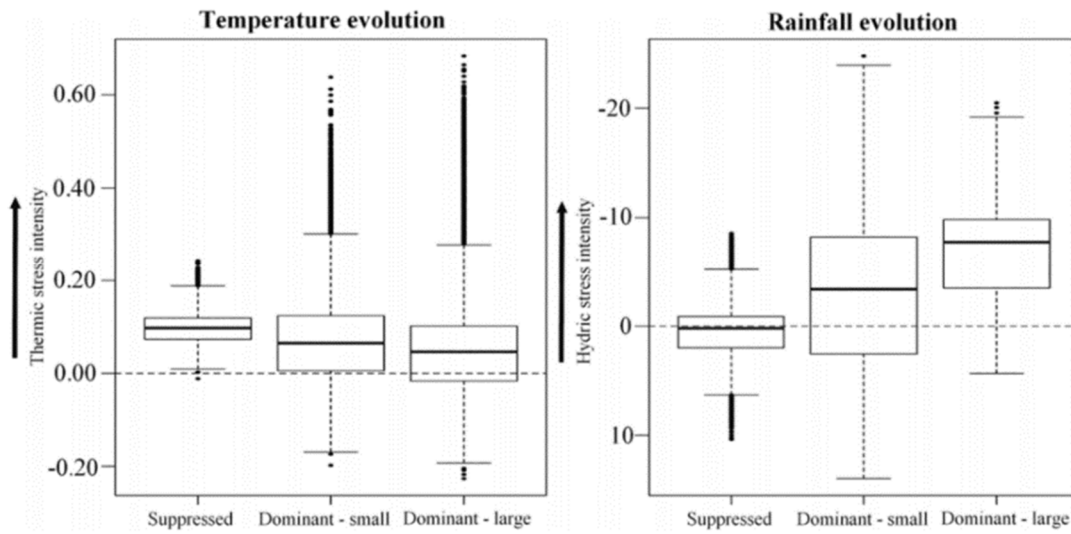


Figure 84 : Coefficients des variables caractérisant la surmortalité liée à l'évolution des températures et des précipitations pour les arbres dominés, les petits dominants, et les grands dominants, obtenus à partir des modèles de mortalité de 8 espèces (*Abies alba*, *Picea abies*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*, *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, et *Quercus robur*), $n = 207100$ arbres. Les effets liés au peuplement ont été pris en compte dans les modèles (Taccoen et al. 2021).

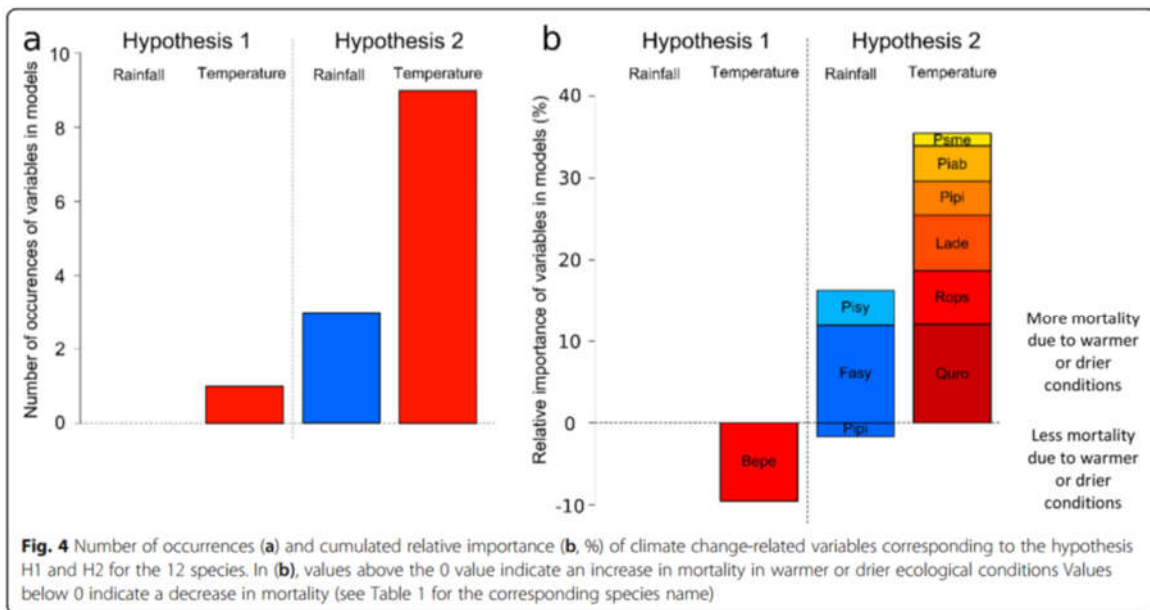


Figure 85 : Occurrence (a) et importance relative des effets du changement climatique dans les modèles pour 12 espèces d'arbres. L'hypothèse 1 stipule que la mortalité est liée uniquement à l'intensité du changement de climat entre la période 1961-1987 et une période de 15 ans avant la date de l'inventaire de terrain, l'hypothèse 2 que l'effet du changement de climat varie selon la localisation au sein de l'enveloppe climatique, et qu'il est plus important vers la marge chaude et sèche de l'espèce. Les noms des espèces correspondent aux deux premières lettres du genre et de l'espèce. Les effets liés au peuplement ont été pris en compte dans les modèles (Taccoen et al. 2022)

Les effets liés au climat et à son évolution influencent le dépérissement quelle que soit l'échelle d'étude, bien que les variables soient parfois différentes. Si ce sont les baisses relatives de pluie et les hausses relatives de température⁶ qui ont été identifiées pour les 43 essences étudiées à l'échelle nationale, c'est l'évolution tendancielle du stress hydrique du sol qui explique le mieux la mortalité du sapin et de l'épicéa dans les Vosges et du sapin dans la vallée de la Doller (CCRN 2021; Piedallu et al. 2022a)) (Figure 82). On observe ainsi plus de mortalité dans les zones qui se sont le plus rapidement asséchées ces dernières années, illustrant la nécessité de prendre en compte la dynamique d'évolution du stress hydrique dans le temps (Figure 86). Dans ces études régionales ou locales, les variables environnementales occupent une part plus importante qu'à l'échelle nationale, et soulignent l'importance de la ressource hydrique sur la vulnérabilité des essences. Ainsi, on observe une mortalité accrue du sapin et de l'épicéa dans les Vosges près des crêtes dans des zones de départ latéraux en eau, en versant sud où l'évaporation et la transpiration sont plus importantes, dans les sols susceptibles de présenter des traces d'engorgement temporaire qui limiterait l'enracinement des essences, ou encore à proximité des lisières (et particulièrement les lisières sud) qui créent des microclimats défavorables pour la ressource hydrique (Piedallu et al. 2022a). La somme de tous les prédictors liés à la ressource en eau explique près de 50% des dépérissements des sapins et des épicéas. Dans la vallée de la Doller, des effets liés à la profondeur prospectable du sol ou à la réserve utile maximale (RUM) ont également été identifiés (CCRN 2021).

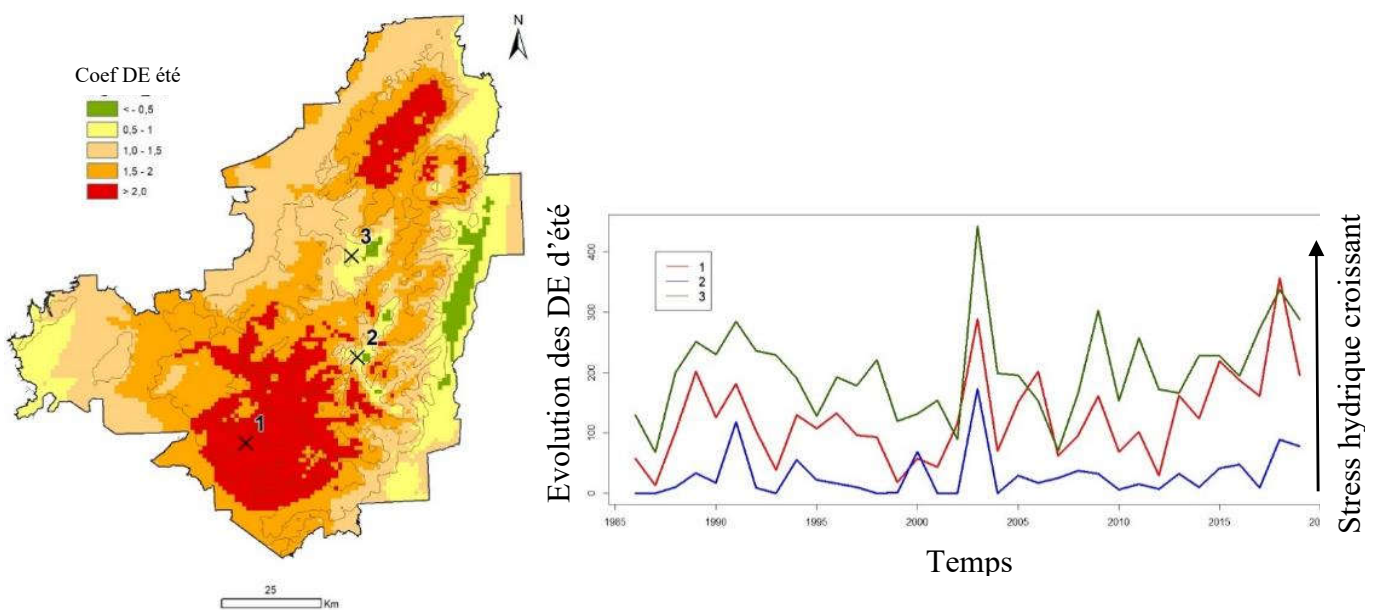


Figure 86 : Comparaison de l'évolution du déficit d'évaporation en eau estival (DE d'été) au cours de la période 1986-2019, dans les Vosges et pour trois emplacements contrastés. A gauche : carte des tendances, représentées par le coefficient de la droite de régression calibré sur la période 1986-2019 (un fort coefficient montre un fort assèchement). A droite : 3 séries chronologiques montrant des cas contrastés. Sur le site n°1 (en rouge), une augmentation substantielle du stress hydrique est observée à partir de 2012. Le niveau de stress hydrique du site n°3 (en vert) est proche de celui du premier ces dernières années, mais était à un niveau supérieur avant 2012). Enfin, le site n°2 (en bleu), situé en altitude sur les crêtes, a un DE estival traditionnellement faible, bien qu'ayant tendance à augmenter ces dernières années (Piedallu et al. 2022a).

⁶ Exprimée en pourcentage d'augmentation ou de baisse par rapport aux valeurs historiques de la période 1961-1985

3325) Cartographie de la vulnérabilité des peuplements au changement climatique

La modélisation de l'état de santé des essences ouvre la voie à l'évaluation de la vulnérabilité des peuplements, qui peut se décliner à l'échelle de la placette ou sous forme de cartes numériques selon les informations disponibles. A l'échelle d'une placette, la disponibilité d'informations de terrain permet de prendre en compte à la fois les caractéristiques dendrométriques, sylvicoles, ainsi que le sol, le climat et son évolution. A large échelle, le manque d'informations décrivant les variations spatiales des caractéristiques des peuplements conduit à ne cartographier que la part environnementale de la vulnérabilité. Dans ce cas, un peuplement type est fixé sur l'ensemble de la zone d'étude (souvent le peuplement le plus commun) et la vulnérabilité va dépendre des variables décrivant le sol, le climat et de son évolution. La vulnérabilité du sapin et de l'épicéa a ainsi été cartographiée à l'échelle du massif Vosgien, mettant en évidence une variabilité spatiale importante (Figure 87 B et D). Afin d'évaluer la pertinence de ces cartes, une validation a été réalisée à partir du recensement des produits accidentels réalisés par l'ONF lors de coupes sanitaires (Figure 88). On observe 10 fois plus de dépérissement pour le sapin et deux fois plus pour l'épicéa dans les zones de vulnérabilité élevée par rapport aux autres, validant ainsi cette approche. La prise en compte des caractéristiques du peuplement permettrait probablement d'améliorer encore ces performances si ces données étaient disponibles sous forme cartographique (Figure 87 B).

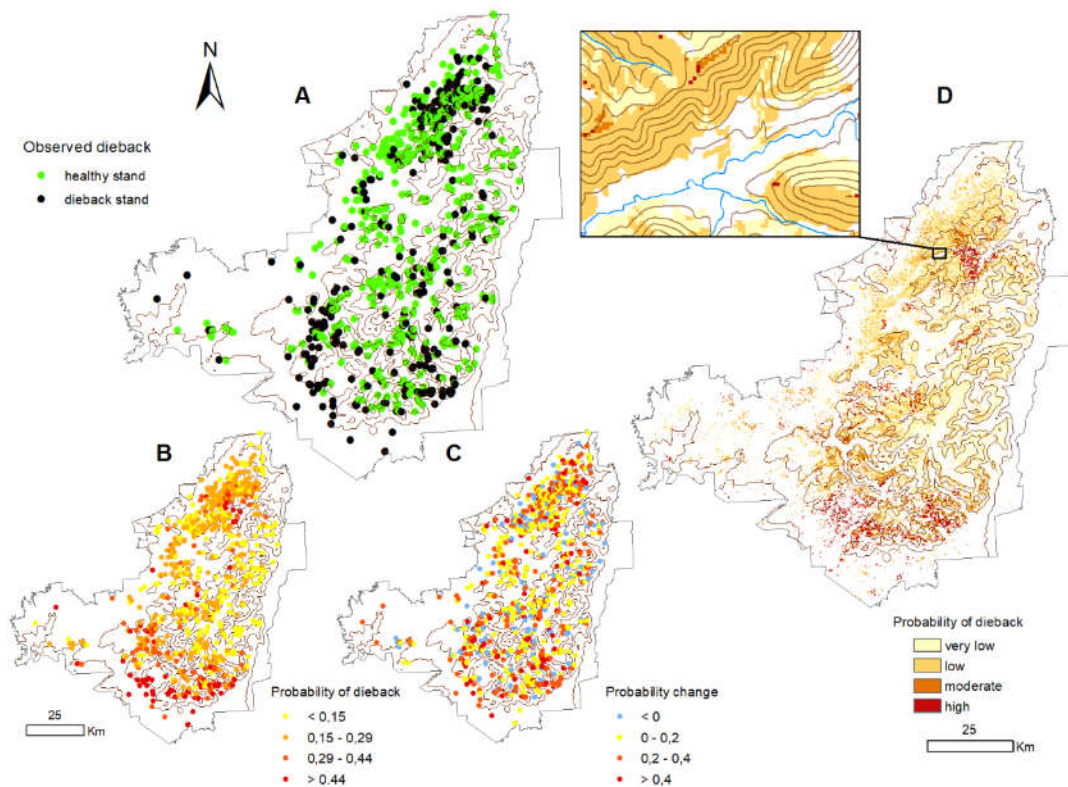


Figure 87 : Cartographie de la vulnérabilité du sapin dans le massif Vosgien (D), mortalité observée (A), et prédite sur les placettes (B, C, n = 872). B : mortalité expliquée uniquement par les variables environnementales (géologie, position topographique, évolution du stress hydrique estival, engorgement temporaire et cosinus de l'exposition). C: modulation de la vulnérabilité prédite en B du fait des caractéristiques des peuplements (variables composition structure, tempête et présence de lisière au sud (Figure 82). D: carte de vulnérabilité calculée pour un peuplement type homogène pur et équienne (Piedallu et al. 2022a).

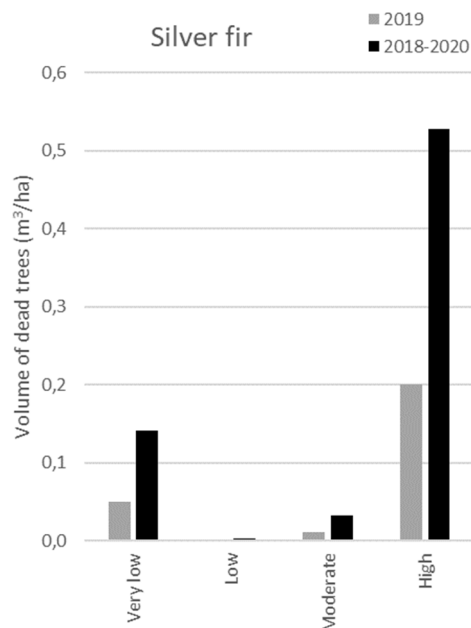


Figure 88 : *Volume d'arbres morts (produits accidentels, m³/ha) relevés pour le sapin dans les forêts Vosgiennes gérées par l'ONF, en fonction des 4 niveaux de vulnérabilité définis sur la carte de la figure 87D. Le niveau "high" indique que le modèle prédit un dépérissement du peuplement actuellement. Les peuplements ont été inventoriés par l'ONF en 2019 ou entre 2018 et 2020.*

Conclusion : *L'étude des dépérissements est rendue complexe du fait de la difficulté d'identifier et d'inventorier les zones présentant des symptômes de déclin, et de l'enchevêtrement des différentes causes difficiles à démêler. Les modèles mis en place contribuent à l'élaboration d'outils d'aide à la gestion adaptative des peuplements et ont pour objectif de fournir des éléments d'aide à la décision aux acteurs de terrain. Ils permettent à la fois l'identification des caractéristiques des peuplements les plus vulnérables, et des conditions de milieu propices au dépérissement. L'approche mise en place permet de cartographier de façon pertinente la vulnérabilité des peuplements selon les conditions de sol, de climat, et de topographie, dont la distribution spatiale est plutôt bien connue. L'identification d'une surmortalité climatique est particulièrement délicate car une part importante des arbres sont morts des conséquences de la compétition (et particulièrement lorsque les arbres dominés sont pris en compte). Si cet effet n'est pas correctement pris en compte, les effets du changement de climat peuvent facilement être masqués ou mal interprétés. La performance des modèles, la cohérence des réponses obtenues vis-à-vis les différentes variables et la répétition de résultats similaires entre essences ou à différentes échelles permet d'afficher une certaine confiance à propos des principaux résultats obtenus.*

Les approches basées sur l'utilisation de placettes d'inventaire souffrent d'un biais systématique lié à la coupe des arbres en mauvaise santé ou morts, qui conduit à une sous-estimation de la mortalité réelle lors de l'inventaire, plus particulièrement pour les essences de production. La prise en compte de l'intensité de gestion dans les modèles, ainsi que d'un nombre important d'essences dont certaines n'ont pas d'intérêt sylvicole, permet probablement de limiter cet effet. Si l'interprétation de la réponse vis-à-vis des facteurs du milieu et la

cartographie de la vulnérabilité sont probablement peu impactés par ces limites, il n'en est pas de même pour ce qui concerne la quantification du taux d'arbres morts, ou du risque de mortalité, qui sont sous-estimés et dont les valeurs ne sont probablement pas interprétables en tant que tel. L'analyse des causes de dépérissement peut également être affectée par les faibles effectifs de placettes avec des symptômes importants de déclin. Lors de l'utilisation de données collectées sur un maillage systématique, la probabilité d'inventorier au bon endroit au bon moment les peuplements dépérissants, qui restent rares au sens statistique du terme, est faible. L'alternative à l'usage de ces données consiste à recourir à l'analyse d'images satellitales. Cette méthode est performante mais pose également un certain nombre de problèmes. Si l'analyse d'images à une date fixe permet d'inventorier la distribution spatiale des zones dépérissantes, la présence de coupes peut poser problème, car elles peuvent être confondues avec des dépérissements. A l'inverse, des coupes sanitaires peuvent avoir eu lieu avant la capture de la scène, et conduire à nouveau à une sous-estimation des zones impactées. Enfin, cette approche ne permet pas d'identifier les essences concernées.

La performance statistique des modèles réalisés soutient l'hypothèse d'un fort déterminisme du dépérissement du fait des caractéristiques des peuplements et des conditions de milieu, les essences soumises à de fortes attaques biotiques comme l'épicéa ne présentant pas de performances moindres par rapport aux autres. Les effets biotiques sont probablement en partie inclus dans les variables prises en compte dans les modèles, car la vie et la reproduction des pathogènes sont fortement influencés par le climat qui est une des variables explicatives pour une grande majorité des essences. Un effet plus aléatoire lié à la quantité de pathogènes à proximité immédiate du peuplement existe certainement et se retrouve probablement dans les résidus du modèle, mais l'absence de cette information n'empêche pas l'obtention de performances satisfaisantes. Ces résultats ouvrent la porte à une évaluation des niveaux de vulnérabilité en fonction des caractéristiques locales de milieu et du peuplement quand l'information est disponible, en l'absence d'informations spatialisées sur des vastes échelles concernant la dynamique des différents pathogènes.

Nous avons mis en évidence que les effets du changement climatique entraînaient une surmortalité pour un nombre important d'essences, particulièrement du fait des variations liées à l'alimentation en eau. Ces résultats illustrent l'importance de données pertinentes caractérisant la distribution du stress hydrique et son évolution dans le temps. Cet effet est probablement encore sous-estimé dans nos études du fait des incertitudes fortes autour de la cartographie des variables décrivant l'évolution de la ressource en eau disponible pour les plantes. Ces résultats mettent également en évidence la nécessité d'intégrer les effets du changement du climat plutôt que les effets du climat moyen, qui sont pourtant encore majoritairement utilisés dans les études à large échelle concernant la santé des forêts (Neumann et al. 2017; Qiu et al. 2015; Ruiz-Benito et al. 2013a). L'utilisation de relevés sanitaires plus récents permettrait probablement d'améliorer les bases de données utilisées pour ces études, la situation sanitaire s'étant nettement dégradée depuis 2018, augmentant les effectifs de peuplements dépérissants.

La façon de quantifier l'évolution du climat pour l'étude des dépérissements pose question. Des anomalies de différentes variables (pluies, températures, bilans en eau) ont été testées entre une période contemporaine au relevé et une période historique antérieure au réchauffement observé dans les années 1985-1987, montrant la meilleure performance des anomalies relatives (évolution de climat pondérées selon le climat initial) par rapport aux anomalies absolues (différence brute entre les deux périodes). Ce résultat démontre que l'évolution du climat n'a pas les mêmes conséquences au regard de la santé des forêts selon les

conditions climatiques initiales, suggérant qu'un seuil physiologique puisse être franchi à un certain moment. Le calcul des tendances d'évolution du stress hydrique aboutit à des performances particulièrement bonnes pour le sapin et l'épicéa dans le massif Vosgien, dans un contexte où les autres variables caractérisant le climat ou son évolution fournissaient des résultats ininterprétables. Ces résultats soulignent l'importance de la dynamique temporelle de l'évolution du climat, une évolution brusque sur un pas de temps relativement court et un différentiel important de stress par rapport aux périodes passées semblant plus propice au dépérissement, particulièrement quand les essences sont peu habituées aux stress climatiques.

Les résultats obtenus à l'échelle de la France montrent globalement une plus forte mortalité en marge sud et chaude des aires de distribution et corroborent les simulations réalisées avec les approches basées sur les modèles de distribution (Chapitre 332). Ils sont également cohérents avec de nombreux travaux disponibles qui montrent un décalage vers le nord ou en altitude des espèces afin de conserver la niche écologique (Herrero et al. 2013; Penuelas et al. 2007). Ces résultats ne sont pas totalement reconduits à l'échelle locale, que ce soit pour le sapin ou l'épicéa dans le massif Vosgien (Piedallu et al. 2022a), ou le pin sylvestre dans les Alpes Maritimes (Thauvin 2011). Dans les Alpes Maritimes, si on observe bien une mortalité accrue là où le stress hydrique était historiquement important et les apports en eau ont diminué, le dépérissement se développe également dans les zones où la pluviométrie a diminué mais avec un faible niveau de contrainte hydrique (Figure 89). Dans les Vosges, les zones de stress hydrique historiquement élevé (par exemple le site n°3 sur la Figure 86) sont relativement épargnées par les dépérissements (Figure 87), contrairement à des secteurs qui pour lesquels la disponibilité en eau n'était historiquement pas une contrainte forte (par exemple le site n°1 sur la Figure 86).

Nous interprétons ces résultats par des phénomènes d'adaptation locale, moins visibles à large échelle, qui peuvent se traduire par exemple par une intensité de dépérissement plus importante en versant nord qu'en versant sud (Gazol et al. 2017; Thauvin 2011). Cette acclimatation explique probablement les faibles performances des modèles de distribution rétrospectifs pour expliquer les dépérissements actuellement observés dans les Vosges (Benoit 2022). Ces observations peuvent avoir d'importantes implications en termes pratiques, les milieux avec une bonne alimentation en eau (sols profonds, versants nord, pluviométrie traditionnellement importante, ...), peu habitués aux stress climatiques, pouvant être localement plus impactés que les milieux historiquement plus secs lors d'épisodes de sécheresses intenses, comme cela a déjà été observé sur la croissance des arbres (Trouve et al. 2017). On peut également s'interroger sur les raisons de la meilleure résistance des arbres sur les zones les plus habituées au stress, qui pourrait être dues à un meilleur enracinement, ou à des adaptations génétiques, ainsi que sur la pérennité de ce phénomène dans le temps. La compréhension des facteurs de résistance de ces peuplements et le suivi de leur état de santé est un enjeu important pour améliorer notre compréhension des phénomènes d'adaptation et en évaluer les conséquences à long terme.

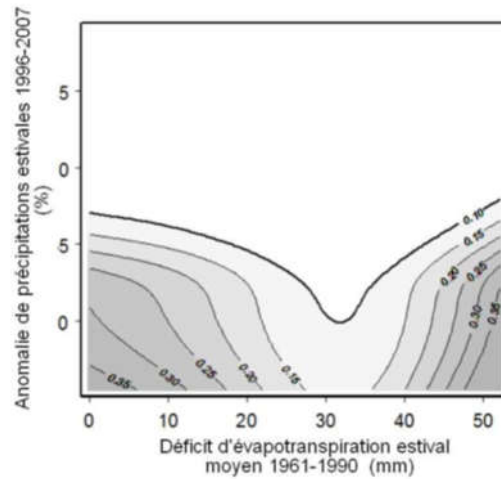


Figure 89 : *Probabilité de mortalité du Pin sylvestre en fonction de l'évolution des précipitations et du déficit d'évapotranspiration estival moyen dans le département des Alpes Maritimes, à partir de cartes réalisées par l'ONF en 2008 par observation visuelle du pourcentage d'arbres morts (Thauvin 2011).*

4) Activités de valorisation et de transfert

Les différents travaux décrits dans ce document ont pour point commun la production de cartes digitales, qui ont été stockées au format raster dans une base de données qui a été créée pour l'occasion, nommée Digitalis. Celle-ci est structurée selon différentes thématiques : topographie, nutrition des sols, ressource en eau, stations forestières, climat passé, présent et futur, évolution du climat, distribution, croissance, ou état de santé des espèces. Digitalis est largement partagée aux étudiants d'AgroParisTech et du master AETPF, ainsi qu'aux enseignants chercheurs et étudiants de l'unité. Elle contient plusieurs centaines de milliers de couches SIG totalisant plusieurs téra-octets de données, ce nombre important étant dû à de nombreuses déclinaisons concernant les simulations du climat passé ou futur.

Les cartes numériques présentes dans Digitalis étant très largement demandées par les organismes de gestion et de recherche partenaires, une version web a été élaborée, permettant un accès autonome aux couches numériques les plus sollicitées. Le portail SILVAE (Piedallu et al. 2014a; Piedallu et al. 2014b) (<https://silvae.agroparistech.fr/home/>) contient ainsi actuellement une centaine de cartes digitales mises à disposition en visualisation ou en téléchargement, ainsi que les métadonnées et les articles scientifiques qui les décrivent (Figures 90 et 91). La localisation des études disponibles au centre de documentation d'AgroParisTech ayant une composante géographique et un extrait de la base de données Ecoplant (Gegout et al. 2005) ont également été intégrés dans ce portail. Des outils de visualisation ou de sélection de données sont accessibles dans SILVAE pour les personnes n'ayant pas la maîtrise des outils SIG. Actuellement, seules des données climatiques moyennées sur des pas de temps long sont mises à disposition via cette interface, les séries climatiques mensuelles étant plus difficile à intégrer dans le portail, le jeu complet avoisinant les 6500 couches pour les périodes passées (voire chapitres 313 et 314). Afin de faciliter leur diffusion, ces données interannuelles ont été directement transférées à différents organismes partenaires pour leur usage interne (ONF, CRPF, IGN, bureau d'étude Forestys, ...). A court terme, il est prévu de mettre à disposition l'ensemble de ce jeu de données sous SILVAE pour fournir une interface unique et actualisée

aux données que nous produisons. Au total, ce sont plusieurs centaines de couches SIG qui sont ainsi transférées ou extraites sur les jeux de données de nos partenaires tous les ans.

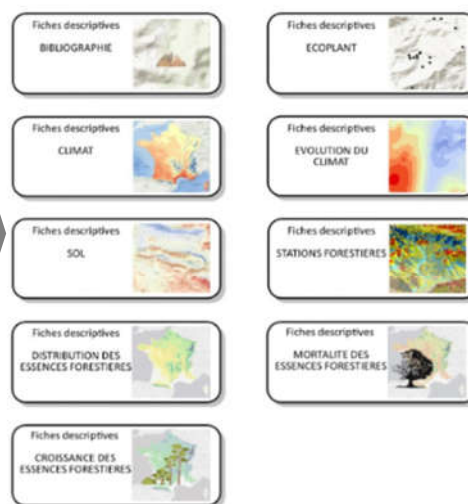
De nombreuses actions de valorisation et de transfert des méthodes ou des données ont également eu lieu, en partenariat avec le CRPF pour ce qui concerne la cartographie des stations ou la vulnérabilité des habitats, l'ONF pour la cartographie des réserves en eau et l'évaluation de la vulnérabilité des espèces, l'UICN pour les modèles de distribution de espèces, Le transfert des connaissances et des données produites s'effectue également via la start-up Forestys, qui a été incubée au sein d'Ecosilva, et qui fournit des prestations auprès des praticiens afin de contribuer à adaptation des forêts au changement climatique, notamment en termes de choix des essences. Ces partenariats ont contribué à l'élaboration d'outils utilisables sur le terrain à partir des connaissances produites dans notre laboratoire, ce qui représente un maillon essentiel pour rendre opérationnels les résultats des recherches. Les méthodes et les données sont également largement diffusées à travers les projets étudiants, et particulièrement dans le module CCRN (Changement Climatique et ressources Naturelles) qui permet un travail appliqué à des problématiques portée par des commanditaires locaux. Les partenaires de ce module ont été ces dernières années le PNR des Pyrénées Ariégeoises (dans le cadre du projet LIFE « ARTISAN »), le PNR Haut Languedoc (projet « Forecast »), l'association forestière Thur-Doller, la municipalité de Masevaux-Niederbruck (territoire d'expérimentation de la Doller), l'ONF (projet « ESPERANCE » pour l'adaptation des forêts au climat futur, le DSF...).



Fiches descriptives des données du portail SILVAE

Fiches descriptives des données "sol"

Donnée	Description	Documentation
Réserve utile maximale (mm)	Capacité maximale d'un sol à stocker l'eau	Documentation détaillée
Réserve utile 1961-1990 (mm)	Eau réellement disponible dans le sol - moyenne estivale	Documentation détaillée
	Eau réellement disponible dans le sol - moyenne annuelle	
Evapotranspiration Réelle 1961-1990 (mm)	Moyenne estivale	Documentation détaillée
	Moyenne annuelle	
Déficit d'Évaporation 1961-1990 (mm)	Quantité d'eau manquante dans le sol - moyenne annuelle	Documentation détaillée
pH des sols forestiers	pH de l'horizon A	Documentation détaillée
Engorgement temporaire des sols forestiers	Indice d'engorgement $[-;+1]$	Documentation détaillée



[Liste des données téléchargeables](#)

Figure 90 : Classement par thématiques des données du portail SILVAE (partie droite de la figure), donnant accès à une liste des couches (avec en exemple le détail des couches de la thématique « sol » à gauche), avec pour chacune d'entre elles une fiche de documentation détaillée (description du jeu de données, limites d'utilisation), une fiche de métadonnées, et un accès aux ressources bibliographiques publiées (<https://silvae.agroparistech.fr/home/>).

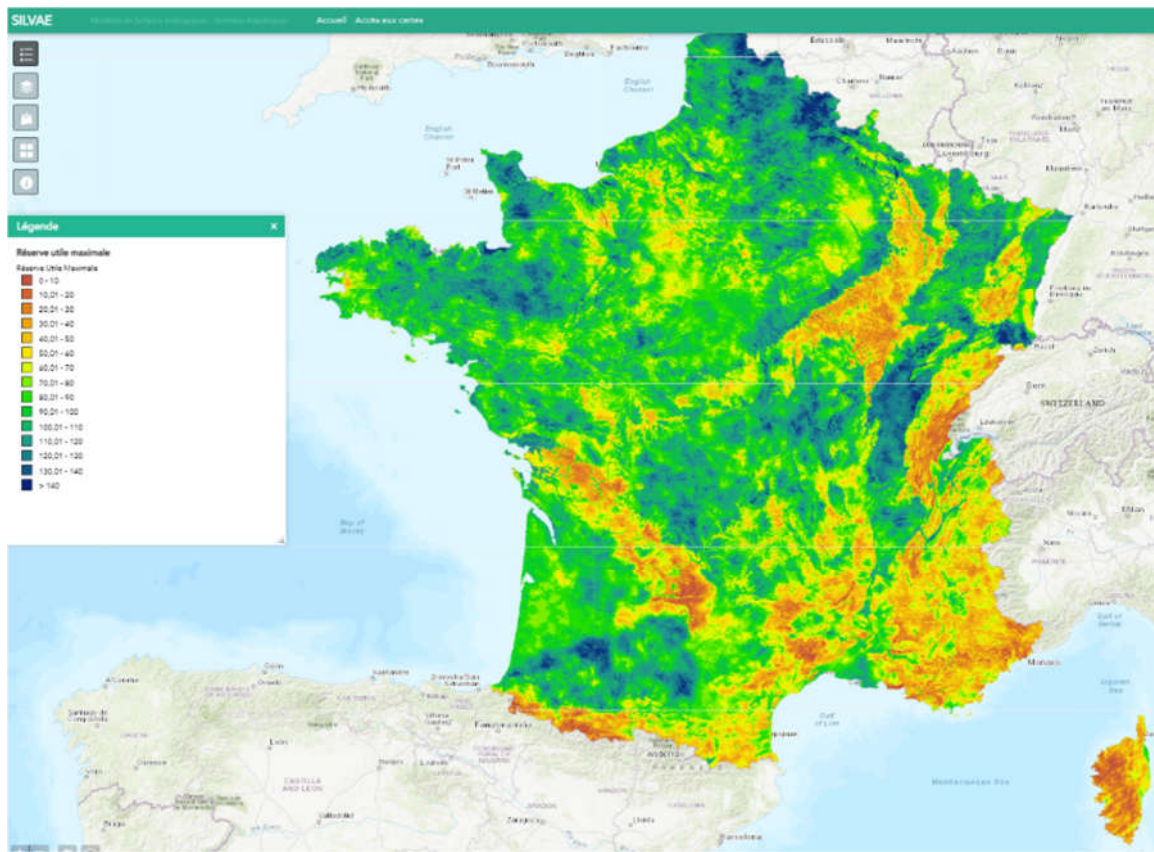


Figure 91 : Exemple de carte disponible en visualisation et en téléchargement dans l'interface web SILVAE, exemple des réserves utiles maximales des sols (<https://silvae.agroparistech.fr/home/>).

5) Conclusions et perspectives de recherche

Le changement climatique remet en cause de nombreuses connaissances considérées comme acquises et génère de fortes incertitudes pour les gestionnaires des milieux naturels. Pour ce qui concerne la forêt, il nous met face au double enjeu d'essayer d'atténuer une partie l'effet des émissions de GES en augmentant sa capacité de stockage de carbone, tout en essayant de la sauvegarder face aux dangers qui la menace, afin de maintenir les nombreux services écosystémiques qu'elle nous procure. C'est un défi majeur qui doit être relevé dans l'urgence, du fait de la rapide dégradation du climat et des impacts délétères engendrés sur les écosystèmes forestiers, qui sont de plus en plus visibles, et qui risquent de compromettre les objectifs fixés par les politiques publiques. Face au déclin en cours de nombreux espaces forestiers à travers le monde, il est nécessaire d'identifier les peuplements qui devront être reconstitués suite aux dépérissements massifs, et ceux qui peuvent encore être adaptés en agissant sur la sylviculture. Des règles de gestion nouvelles devront également être mises en place pour chacune de ces catégories. Ces enjeux nécessitent une amélioration globale de nos connaissances concernant la dynamique des espèces et des communautés. La mise en relation des traits de vie des espèces avec les potentialités des milieux permet l'acquisition de connaissances homogènes entre espèces, sur de larges gradients écologiques. L'utilisation de grosses bases de données, d'outils de modélisation, et de la géomatique permet ce genre d'études. Les recherches décrites dans ce

document ont été réalisées dans cet esprit et ont permis un certain nombre de résultats, concernant principalement la compréhension de la distribution spatiale des facteurs du milieu, de l'écologie des espèces d'arbres, et de leur vulnérabilité face au changement de climat. Cependant, beaucoup reste à faire ...

51) Améliorer la cartographie de l'eau disponible dans le sol

La disponibilité de données environnementales précises et exactes, couvrant de larges emprises spatiales et temporelles, est une limite importante à l'étude du comportement des espèces. Un large jeu de cartes numériques des facteurs décrivant le sol et le climat a été produit à l'échelle de la France métropolitaine, et pour certaines d'entre elles en Europe. L'utilisation des techniques de bioindication mises au point par JC Gégout a permis de développer un jeu de cartes numériques des propriétés du sol original. Il permet de mettre à disposition des chercheurs et gestionnaires des données ayant un sens physiologique, utilisables à des échelles aussi bien globales que plus locales. Pour les chercheurs, elles ont pour vocation à se substituer aux cartes décrivant des facteurs indirects (altitude, topographie, géologie par exemple ...), largement utilisées, dont l'usage peut poser problème pour comprendre l'écologie des espèces et déterminer leur vulnérabilité en contexte de climat changeant (Austin 2005; Guisan et Zimmermann 2000). Pour les gestionnaires, elles permettent d'enrichir les approches traditionnelles, et de généraliser à faible coût des pré-cartographies des conditions de milieu sur de vastes territoires. L'homogénéité des emprises et des résolutions entre les différentes données produites contribue à limiter les biais pouvant être induits par l'usage de données dont la qualité serait très hétérogène.

De nouveaux indicateurs peuvent encore être mis au point avec des méthodologies semblables (humidité atmosphérique, vent, neige, phosphore, potassium pour les sols par exemple), mais l'effort devrait prioritairement porter sur l'amélioration de l'évaluation de la quantité d'eau disponible pour les plantes, via la spatialisation du bilan en eau des sols. Si son estimation est complexe et les cartes obtenues empreintes de nombreuses incertitudes, la dynamique de l'humidité du sol est apparue comme un élément clef afin de comprendre le comportement des essences à l'échelle de vastes territoires. Les sources d'amélioration potentielles concernent i) une meilleure prise en compte de la variabilité locale, ii) des différents flux hydriques, iii) une meilleure estimation de la profondeur du sol prospectable, et iv) la caractérisation des dynamiques temporelles.

Il est nécessaire tout d'abord de mieux comprendre les facteurs qui influencent les dynamiques locales des différentes composantes du bilan en eau. Ils sont liés, par exemple, à la topographie, aux changements de substrats, à l'influence de la végétation présente. Par exemple, nous avons pu déterminer l'impact important des descentes d'air froid sur les températures dans les Vosges, qui sont mal retranscrites par les modèles existants. L'instrumentation à l'aide de capteurs de températures le long de toposéquences et dans différents contextes topographiques permettrait de mieux comprendre leur dynamique, dans le but de mieux les prendre en compte dans les modèles et d'affiner les estimations locales de la ressource en eau. L'instrumentation de bassins versants avec des pluviomètres permettrait également d'améliorer nos connaissances concernant la l'effet de la topographie sur distribution spatiale de la pluviométrie. Mais une bonne prise en compte des caractéristiques locales passe également par un choix pertinent de la résolution des modèles, qui doivent s'ajuster à l'échelle à laquelle jouent les processus impliqués. Nous avons vu à travers l'exemple des températures que d'importantes variations de

performances existaient en fonction de la résolution, et que des résolutions infra-kilométriques pouvaient permettre des gains de performances non négligeables. La question de la résolution optimale des modèles de bilan en eau reste un sujet d'étude important, qui devrait être étendu à des contextes topographiques plus variés, et s'intéresser à de nouvelles variables comme les RUM ou les précipitations, du fait de l'importance de ces variables dans le calcul du bilan en eau.

Une deuxième source d'amélioration réside dans une meilleure prise en compte des flux, qu'ils soient liés à la neige qui va conduire en montagne à un relargage d'humidité dans le sol décalé dans le temps, ou des flux latéraux et verticaux qui conduisent à une redistribution de l'humidité dans les sols. L'importance des flux sur la végétation, bien que parfois confondus avec des changements de profondeur de sol prospectables, s'illustre par l'identification de variables topographiques mettant en évidence une meilleure productivité des essences dans les zones concaves ou de bas de versant (Bergès et Balandier 2010; Seynave et al. 2005), ou une plus forte mortalité des essences en zone de départ d'eau (Piedallu et al. 2022a). De plus, on observe une meilleure prédiction de la distribution des essences quand les flux latéraux en eau sont pris en compte (Ondo et al. 2017). Le couplage entre un modèle de bilan en eau (Piedallu et al. 2013), un modèle simulant les flux latéraux (Ondo et al. 2017), et un modèle permettant d'évaluer le stock de neige (Zierl 2001) permettrait de mieux prendre en compte les redistributions du stock d'eau dans le sol. Les entrées climatiques seraient simulées par le modèle DIGI-CLIM (Briswalter 2021), qui pourrait être recalculé de façon journalière. Le modèle de flux permettrait d'intégrer les flux entrant de surface, de subsurface, la percolation, et les flux latéraux issus des zones alluviales (Ondo et al. 2017). La prise en compte des variations du stock de neige permettrait moduler les entrées et les sorties d'eau en fonction de la saison (Zierl 2001). La combinaison de la diminution de la résolution spatiale évoquée précédemment et de l'intégration d'un module de climat journalier devra être évaluée en termes de volume de données, une solution pouvant être un stockage temporaire des données journalières lors du calcul, permettant de produire des cartes finales agrégées au niveau mensuel. L'utilisation de tests de capacité prédictive à l'aide des données de distribution ou de productivité des essences disponibles (et utilisés dans les études précédentes) permettrait d'évaluer de façon séquentielle les gains produits par ces différentes améliorations et d'arbitrer entre les gains de résolution spatiale ou la temporalité de calcul. Le positionnement des sondes d'humidité le long de toposéquences permettrait également de déterminer la pertinence des résultats au regard de mesures de terrain.

Une troisième source d'amélioration tient à la prise en compte de la profondeur de sol, qui est largement sous-estimée lors de sondages à la pioche et à la tarière tels qu'ils sont couramment pratiqués par les forestiers et tels qu'ils sont relevés dans les données de l'inventaire forestier (Algayer et al. 2020). Théoriquement, la RUM devrait être calculée sur la profondeur de sol prospectable par les racines, qui peut être de plusieurs mètres de profondeur pour des arbres (Canadell et al. 1996). Cependant, de telles estimations ne peuvent être faites que très localement sur des placettes possédant des fosses creusées à la pelle mécanique. La disponibilité de fosses profondes a permis à l'ONF de spatialiser des valeurs de RUM moyennes par type de station dans le nord-est de la France. Cette approche a l'avantage d'une profondeur de prospection plus pertinente mais l'inconvénient de considérer la RUM comme homogène par type de station (du fait du faible nombre de fosses), ce qui n'est pas le cas en réalité. Une descente d'échelle de ces cartes en utilisant la variabilité spatiale des cartes des RUM au pas de 50 mètres présentées au chapitre 312, permettrait de spatialiser des valeurs de RUM calculées sur fosses profondes tout en conservant la variabilité spatiale dont bénéficient les cartes à fine résolution spatiale, grâce à une forte densité de relevés de terrain (Bierkens et al. 2001). Des

estimations de RUM à différentes profondeurs pourraient même être envisagées selon la profondeur d'enracinement des différentes espèces. Une comparaison de la capacité prédictive des différentes cartes de RUM ainsi obtenues avec des données de distribution, croissance, ou d'état de santé des arbres permettrait de hiérarchiser les différentes méthodes.

Enfin, des efforts doivent être réalisés afin de retranscrire les dynamiques temporelles du bilan en eau, dont on a vu l'importance pour expliquer la dégradation de l'état de santé du sapin et de l'épicéa dans les Vosges. La prise en compte du couvert forestier permettrait d'estimer le niveau d'interception de la pluie en fonction de la saison. Celui-ci pourrait être évalué grâce au passage du Lidar aérien par l'IGN, mais aussi via les données satellitales GEDI ou sentinel-2. Ensuite, un travail devrait être réalisé pour cartographier les événements extrêmes, dont on connaît l'importance sur l'état de santé des végétaux, mais qui ne sont pas utilisés dans les études à large échelle faute de données disponibles. Afin de limiter les incertitudes, ces données pourraient être d'abord estimées sur les postes météo existants, puis interpolées à l'échelle du territoire. La dynamique passée de ces différents indicateurs de stress hydrique pourrait ainsi être reconstituée, mais leur évolution future pourrait également être simulée à l'aide de différents modèles et scénarios centralisés par l'IPCC. Si de premiers travaux de simulation de l'évolution du stress hydrique avaient été réalisés sur le nord-est de la France (Piedallu et al, 2014c), une généralisation de l'approche à l'aide des derniers modèles de l'IPCC et en prenant en compte l'effet des événements extrêmes permettrait de mieux évaluer l'évolution du stock d'eau disponible pour les plantes et les conséquences de ces changements sur la végétation. L'élaboration et l'évaluation d'indices représentant la dynamique d'évolution d'indices caractérisant le stress hydrique est de première importance pour l'étude de la vulnérabilité des espèces au changement climatique.

52) Mieux caractériser les facteurs de risque sanitaire

La prédiction des risques sanitaires est une question cruciale pour nos forêts. Des impacts du changement climatique sont déjà visibles et affectent des services écosystémiques essentiels de nos forêts, et tout indique qu'ils vont s'intensifier dans le futur (McKay et al. 2022; Reyer et al. 2015). Il est donc nécessaire de mieux comprendre quelles essences peuvent être touchées, à quel endroit, quand, afin de déterminer les marges de manœuvre pour adapter les peuplements, quand elles existent. Pour cela il est important de bien comprendre ce qui détermine les limites écologiques des espèces. La disponibilité d'importants jeux de données spatialisées sur de larges gradients écologiques a permis d'affiner ces connaissances. La combinaison de données décrivant le sol et le climat, complétées pour certaines analyses par une description des caractéristiques des arbres et du peuplement, ont permis d'identifier, de caractériser et de quantifier les facteurs qui jouaient sur la distribution des espèces, la croissance ou l'état de santé des peuplements. Ces travaux permettent d'évaluer le comportement possible de certaines espèces dans un contexte de changement de climat en cartographiant leur distribution potentielle à différentes périodes de temps, d'identifier les conditions liées à leur déclin, et de réaliser des cartes de vulnérabilité pour certaines d'entre elles. Ces différentes études permettent de tirer un certain nombre d'enseignements et de tracer des perspectives.

La disponibilité de grosses bases de données avec des relevés de terrain harmonisés en grand nombre répartis sur le territoire, est un atout important pour l'étude de l'écologie des espèces. L'inventaire forestier de l'IGN a été largement mobilisé dans nos études, mais d'autres données issues du DSF, des conservatoires botaniques, ou de bases internationales peuvent également être utilisées. Les caractéristiques écologiques qui ne sont pas relevées sur le terrain

peuvent être extraites des modèles numériques spatialisés, qui permettent en outre la réalisation de cartes prédictives continues dans l'espace. Si ces bases de données sont un atout pour l'étude de l'écologie des espèces et de la dynamique forestière, elles peuvent toucher leurs limites quand il s'agit d'étudier l'état de santé des forêts. En effet, le dépérissement est un phénomène normal (un arbre finit par mourir s'il n'est pas coupé), mais statistiquement rare, difficile à repérer à l'aide d'un échantillonnage systématique, la probabilité d'être au bon moment au bon endroit étant faible. Si un inventaire trop précoce ne permet pas de repérer le déclin d'un arbre ou d'un peuplement, un inventaire tardif ne permet le plus souvent que de constater la présence de coupes d'arbres dont l'état sanitaire n'est pas connu. De ce fait il est difficile de repérer des zones dépérissantes, et la mortalité est sous-estimée lorsqu'une coupe sanitaire a été réalisée avant l'inventaire. La solution pour palier à ces limites serait d'utiliser des séries temporelles d'images satellitales, permettant un suivi de l'état sanitaire du peuplement à haute fréquence temporelle. Il serait ainsi possible de détecter et de cartographier les zones dépérissantes avant que les coupes ne surviennent (Xu et al. 2019). L'identification des indices spectraux les plus pertinents en fonction de l'essence, du type de peuplement, et des conditions écologiques locales, leur capacité à identifier l'intensité des dépérissements, ainsi que l'interprétation des signaux en peuplements mélangés sont autant de questions sur lesquelles des réponses devront être apportées, aussi bien pour ce qui concerne les peuplements de résineux que les peuplements de feuillus (Abdullah et al. 2019; Migas-Mazur et al. 2021). A l'issue de ces travaux, un outil de suivi de l'état de santé des peuplements réactualisé à un pas de temps fin pourrait ainsi être mis à disposition à large échelle auprès des acteurs du monde forestier afin de suivre les trajectoires d'évolution de leurs peuplements.

Si l'utilisation d'images satellitales peut permettre de localiser les problèmes sanitaires, elle ne permet pas facilement de différencier les essences impactées ni de déterminer les caractéristiques dendrométriques des peuplements. Pour ce qui concerne les essences, la « BD forêt » de l'IGN est une couche SIG vectorielle qui identifie les types de peuplement par photo-interprétation, mais de nombreux regroupements sont réalisés, ne permettant pas de distinguer entre des essences de physionomie semblable, et s'avère parfois insuffisamment précise pour un usage très local. Une cartographie de la composition des peuplements à large échelle serait ainsi un enjeu important dans une perspective de monitoring de l'état de santé des espèces. Elle pourrait être réalisée à l'aide d'approches de type « deep learning » à partir de jeux d'apprentissage issus des placettes d'inventaire, pouvant être couplées à des données LIDAR pour faciliter la reconnaissance des formes, ainsi que des cartes des facteurs du milieu et des potentialités des espèces, permettant d'éliminer des choix d'essences si les conditions écologiques ne leur sont pas appropriées (Hartling et al. 2019; Marinelli et al. 2022). L'utilisation conjointe de suivi sanitaire par imagerie satellitale et de cartes des peuplements ainsi élaborées permettrait un suivi sur de vastes échelles de l'évolution de santé des principales espèces d'arbres, nécessaire pour bien évaluer le comportement de chaque essence face à la contrainte climatique.

Afin de déterminer les caractéristiques dendrométriques des peuplements, le couplage du suivi par image satellitale avec des données issues des inventaires forestiers permettrait d'optimiser les atouts de chacune de ces approches. La donnée satellitale permet une détection des zones de déclin des forêts de façon continue dans l'espace et dans le temps, ce que ne permet pas l'inventaire forestier, qui par contre fournit des données quantitatives avec des mesures de l'état de santé des arbres, des caractéristiques du peuplement et des conditions écologiques de la placette, permettant de comprendre et de déterminer les peuplements les plus vulnérables (Ogaya et al. 2015). Ce couplage permettrait également d'optimiser les effectifs de placettes ayant subi des problèmes sanitaires afin de mieux les étudier, en allant par exemple ajouter des

points d'inventaire dans les zones les plus touchées. Une harmonisation des méthodes de collecte de données par les différents organismes (IGN et DSF notamment, qui inventorie les zones les plus vulnérables) contribuerait efficacement à l'élaboration de cette base de données. Il serait également possible d'identifier si des coupes sanitaires ont eu lieu avant le passage de l'inventaire. Par exemple, pour les données de l'IGN, si des coupes importantes ont été constatées sur les données de retour sur point réalisées cinq ans après le premier état des lieux, il serait possible de déterminer si ces arbres ont été éliminés pour une cause sanitaire. La constitution d'un jeu de données avec des effectifs conséquents de placettes dépérissantes est nécessaire pour aller plus loin dans l'analyse des causes de dépérissement. Par exemple, étudier l'effet de la composition des peuplements nécessite des effectifs importants, qui sont généralement insuffisants dans les bases de données existantes.

Les recherches qui ont été présentées ont permis de mettre en évidence des effets importants sur le dépérissement en fonction de la compétition verticale ou horizontale, mais aussi du fait de mélanges ou d'effets de structure, sans qu'il ne soit possible de distinguer clairement les mesures de gestion pouvant être mises en place. En effet, les indices utilisés, relativement synthétiques (proportion de surface terrière de l'essence, mélanges avec des groupes d'espèces, indice d'hétérogénéité de Gini pour les structures, ...), ne permettent pas d'identifier clairement la nature et la proportion des mélanges à favoriser en fonction du peuplement. Ces résultats révèlent probablement des effets de compétition pour le partage de l'eau, dont la disponibilité devient de plus en plus aléatoire pendant la période de croissance (Bréda 1999; Collet al. 2003). Différentes études ont montré l'importance de la diversité fonctionnelle vis-à-vis de la résilience des arbres (Gazol et al. 2017), qui peut être expliquée par la facilitation et le partitionnement des ressources. La facilitation est une interaction entre les espèces qui bénéficie au moins à l'une d'entre elles (protection contre les conditions climatiques extrêmes par exemple), tandis le partitionnement des ressources fait référence à la façon dont les espèces peuvent partager la ressource dans l'espace ou dans le temps (Mc Cook 1994; Pretzsch et al. 2020). Par exemple, un effet favorable sur la croissance de l'épicéa a été constaté lorsqu'il était en mélange avec du hêtre du fait d'une complémentarité entre ces deux espèces vis-à-vis du prélèvement de l'eau (Pretzsch et al. 2020). Afin de favoriser une sylviculture adaptative face aux changements climatiques, la détermination des mélanges, des structures, des LAI ou des surfaces terrières optimales afin d'augmenter la résistance et la résilience des peuplements est un enjeu fort. Pour cela, il sera nécessaire d'évaluer des types de mélanges et de peuplements identifiables par les gestionnaires, afin que les résultats puissent être utilisés de façon pratique. Ces analyses nécessiteront des jeux de données conséquents de placettes ayant des problèmes sanitaires, l'effet du type de mélange pouvant varier de façon conjointe à celui d'autres effets, liés à la structure ou la surface terrière du peuplement par exemple.

Les approches précédemment développées ne prennent pas en compte explicitement l'effet des attaques biotiques, du fait du manque de données décrivant l'évolution des populations de pathogènes dans l'espace et dans le temps. La performance des modèles élaborés uniquement avec les données caractérisant le milieu et le peuplement en place est globalement bonne, démontrant qu'il est possible de modéliser les peuplements en déclin sans cette information. Les pathogènes sont probablement présent de façon diffuse dans les peuplements et s'attaquent à ceux-ci lorsqu'ils sont affaiblis par l'effet des sécheresses intenses ou des fortes températures, ces paramètres climatiques étant déjà intégrés dans les modèles. La caractérisation de la dynamique spatiale et temporelle des pathogènes permettrait de confirmer ces résultats et d'estimer si les cartes de vulnérabilité pouvaient être améliorées. Une façon d'évaluer l'effet des attaques biotiques est de comparer la performance des modèles pour des

espèces de sensibilité différente, une performance moindre étant attendue pour les espèces les plus sensibles aux pathogènes. Une première analyse succincte des résultats concernant les 43 essences étudiées à l'échelle de la France ne montre pas de lien évident (Taccoen 2019), mais des études plus approfondies devront être réalisées pour le confirmer. Une autre approche pourrait être d'inclure directement les cartes simulant la dynamique des pathogènes comme variable explicatrice du dépérissement. De premiers modèles sont apparus ces dernières années, autorisant cette approche pour quelques espèces (Baier et al. 2007).

De nombreuses études concernant l'impact du climat sur la santé des forêts menées à large échelle se focalisent sur l'effet des variables élémentaires (températures et précipitations), souvent moyennées sur des pas de temps long afin de caractériser les conditions climatiques moyennes (Maringer et al. 2021; Ruiz-Benito et al. 2013b). Nous avons mis en évidence au fil des études l'importance du stress hydrique et de son évolution dans le temps au regard de la vulnérabilité des essences. De nombreuses manières différentes existent pour l'évaluer, et nous avons montré que les performances pouvaient être très variables selon les variables utilisés (Piedallu et al. 2019). Dans plusieurs études ayant pour but expliquer la distribution (Briswalter 2020; Piedallu et al. 2013), la productivité (Piedallu et al. 2019) ou l'état de santé des espèces (CCRN 2021; Piedallu et al. 2022a), c'est principalement le déficit d'évaporation en eau des sols qui a montré les meilleurs résultats. Ces différents travaux ont également montré que c'est plus l'évolution de ces contraintes que sa valeur en elle-même qui est déterminante vis-à-vis de la santé des espèces. Les variables à calculer doivent donc caractériser un changement sur un pas de temps donné, avec des effets qui vont dépendre du niveau de contrainte initiale, et probablement de l'espèce concernée. Le choix des variables de stress hydrique est particulièrement important dans les études concernant la santé des forêts, et doivent donc plutôt caractériser les dynamiques que le climat moyen. Des travaux complémentaires doivent encore être menés, concernant le choix de la variable, de la période à prendre en compte, ou de la méthode de calcul, sachant que lors des différents tests menés, les anomalies relatives (en % de la valeur initiale) et des coefficients de droite de régression calibrées sur une période donnée ont montré les meilleures performances.

53) Croiser les approches pour élaborer des outils permettant de mieux adapter les forêts aux effets du changement climatique

Deux approches différentes de production de cartes prédictives ont été mises en place dans le but d'évaluer la vulnérabilité des essences ou des peuplements face au changement climatique et de fournir des outils facilement utilisables aux acteurs de terrain. La première est basée sur les modèles de distribution empiriques des espèces, l'autre sur la modélisation des dépérissements observés. Les résultats sont hétérogènes, l'approche basée sur les dépérissements semble permettre une bonne évaluation de la vulnérabilité actuelle des peuplements, celle basée sur les modèles de distribution indiquant peut-être une vision de la vulnérabilité à plus long terme (voire la conclusion de la partie 331) mais ne tenant pas compte des phénomènes d'adaptation locale observés et des effets liés aux peuplements. Ces comparaisons devront être étendues à d'autres espèces et d'autres contextes afin de renforcer ces résultats et de mieux comprendre ces différences. Les limites physiologiques des peuplements actuellement plus résistants que prévus pourraient cependant être atteintes dans le futur du fait de l'augmentation des températures et des sécheresses, et l'hypothèse d'une convergence à long terme de ces deux approches au fil du temps devra être évaluée sur des

espèces subissant actuellement de forts dépérissements (Figure 80). Ces espèces, parfois plantées en marge de leur niche écologique, pourraient en effet se comporter comme des sentinelles et permettre des enseignements importants vis-à-vis des autres essences.

D'autres approches sont envisageables pour évaluer la vulnérabilité des espèces au changement de climat, qui pourraient être croisées avec les travaux précédemment présentés. Il s'agit par exemple de l'évolution de la croissance des arbres ou des peuplements (Obladen et al. 2021; Ols et Bontemps 2021; Podlaski 2021), des baisses de croissance étant observées jusqu'à plusieurs années avant la mort de l'arbre (Vanoni et al. 2016). Une limite importante concerne le besoin de nombreuses carottes décrivant les accroissements pour évaluer les changements de productivité. Une autre méthode concerne l'utilisation de modèles basés sur les processus. Contrairement aux modèles empiriques, ces derniers se basent sur des hypothèses concernant les mécanismes connus qui régissent la dynamique forestière pour simuler le renouvellement, la croissance, ou l'état de santé des espèces en un lieu donné. De nombreux modèles de ce type ont été élaborés, en intégrant des paramètres physiologiques qui réagissent aux variables environnementales et notamment au climat. Ces modèles se focalisent généralement sur des objectifs bien spécifiques, comme le renouvellement des arbres à l'échelle de la placette, l'évaluation de la productivité, l'évolution des aires de distribution, l'effet d'itinéraires sylvicoles, ou encore la vulnérabilité au stress hydrique.

Si le fait de se baser sur des processus connus constitue un avantage par rapport aux modèles empiriques, ce bénéfice peut être limité par le manque de données détaillées disponibles pour les faire fonctionner. Ainsi, des simplifications parfois importantes doivent être réalisées face au manque de connaissances ou de données. De plus, les objectifs spécifiques des différentes catégories de modèles limitent parfois leur capacité à cerner les différents effets du changement de climat. Pour pallier à cette limite, différents modèles ayant des objectifs complémentaires peuvent être assemblés afin de prendre en compte les différentes composantes de la dynamique forestière. C'est le cas du couplage qui est en cours au Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) de Montpellier (CNRS) entre ForCEEPS, PHENOFIT, et SurEau. ForCEEPS (Forest Community Ecology and Ecosystem Processes) est un « gap model » qui simule la régénération, la croissance et la mortalité à l'échelle locale (Morin et al. 2021), PHENOFIT (Chuine et Beaubien 2001) simule les zones potentiellement favorables à la distribution des espèces d'arbres tempérés, tandis que SurEau (Cochard et al. 2021) est un modèle du fonctionnement hydraulique de l'arbre. Leur couplage pourrait permettre de prédire les différentes causes de mortalité de l'arbre, tout en intégrant les effets du changement de climat en cours. L'utilisation des bases de données caractérisant la santé des forêts collectées à différentes échelles pourra permettre d'évaluer la capacité de ces modèles couplés à prédire les dépérissements observés. Des simulations avec différentes caractéristiques de peuplements pourraient ensuite être réalisées et comparées aux sorties des modèles empiriques.

Les travaux de recherche réalisés ont permis d'observer à la fois un décalage global des aires de distribution pour suivre la niche écologique des espèces, et localement une meilleure résistance des peuplements dans des zones où les espèces étaient historiquement dans des conditions sèches et chaude. Inversement, les peuplements ayant subi peu de contraintes par le passé peuvent se montrer les plus vulnérables. Afin de préciser ces résultats, il sera nécessaire de bien démêler les effets dus à la vitesse d'évolution, à l'intensité et la dynamique du réchauffement climatique et de l'assèchement des sols, en fonction du climat historique que le peuplement a vécu. Il sera également intéressant d'étudier les différences selon l'espèce et le peuplement. Les résultats obtenus suggèrent différentes hypothèses qui seront à conforter à travers des études complémentaires :

- Pour un niveau de stress actuellement similaire, le dépérissement est plus fort lorsque son augmentation a été plus importante sur un pas de temps donné (Figure 92A)
- Pour un niveau de stress actuellement équivalent et une augmentation globale d'amplitude similaire, le dépérissement est plus important lorsque lorsqu'une augmentation brutale de stress a été enregistrée (Figure 92B)
- Pour une augmentation du stress d'amplitude égale, le dépérissement est plus important lorsque le peuplement subissait historiquement un faible niveau de stress, du fait d'un manque d'acclimatation (Figure 92 C)
- Pour une augmentation du stress d'amplitude égale, le dépérissement est plus important lorsque le seuil de tolérance physiologique propre à l'espèce est franchi (Figure 92D).

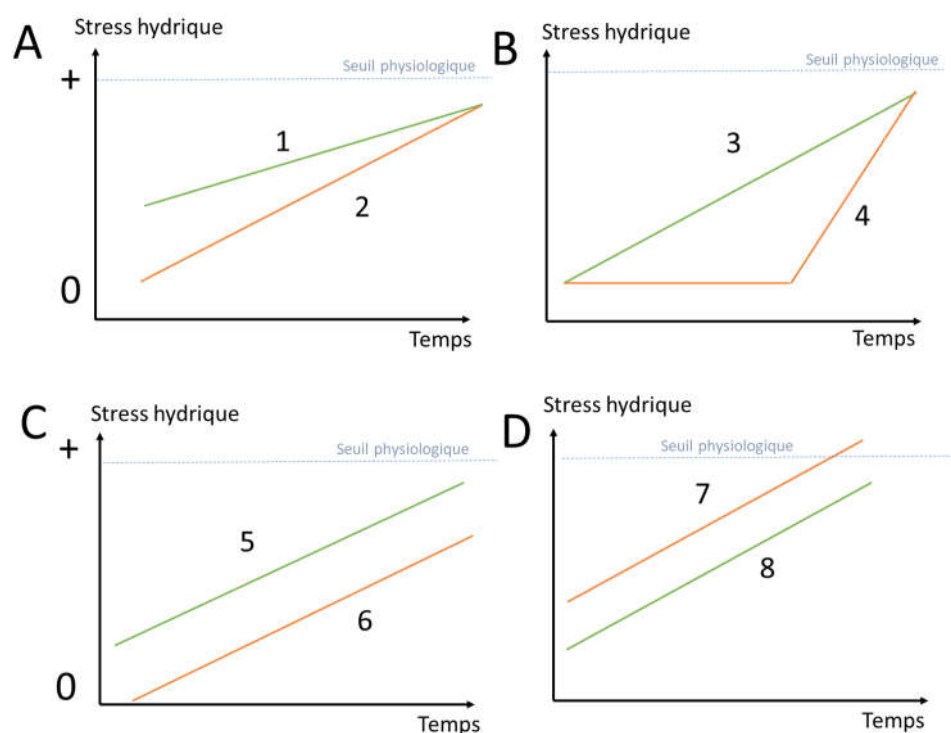


Figure 92 : Schéma conceptuel résumant différentes caractéristiques liées au niveau de stress et à sa dynamique, pouvant être favorable (en vert, numéros pairs) ou défavorable (en rouge, numéros impairs) à la santé de l'espèce d'arbre étudiée.

Ces hypothèses, appliquées au stress hydrique dans la Figure 92, pourraient être transposables aux fortes températures, qui peuvent affecter le fonctionnement des arbres en l'absence de stress hydrique (Teskey et al. 2015). Elles ouvrent la porte à un terrain d'étude particulièrement intéressant et important pour bien comprendre dans quelle mesure les espèces peuvent s'adapter aux changements de climat en cours. En effet, nous disposons de tous les outils nécessaires pour ces études, à savoir les séquences climatiques caractérisant la période contemporaine du relevé, mais aussi l'historique de l'évolution du climat en tout point de l'espace, qui peuvent être mis en relation avec le statut des arbres ou des peuplements sur les placettes d'inventaires réalisées sur le terrain. L'extension du territoire d'études à l'échelle de l'Europe entière est maintenant possible du fait du calcul des couches SIG nécessaires. Ce

changement d'échelle permettrait d'optimiser les effectifs de données sur des gradients écologiques importants. Ses principales limites tiendraient à l'homogénéité des données utilisées et à la qualité des données environnementales obtenues à cette échelle, celles-ci diminuant généralement quand l'emprise augmente.

L'identification des secteurs pour lesquels une meilleure résistance des peuplements est observée par rapport aux impacts attendus du changement climatique permet de cibler les peuplements concernés, et de les comparer avec ceux qui présentent des symptômes de déclin plus importants. La possibilité d'une moindre infestation d'agents pathogènes ou de séquences climatiques moins défavorables doivent être étudiées, tout comme une meilleure résistance issue de la plasticité phénotypique ou de la diversité génétique des populations. Par exemple, un meilleur enracinement est observé lorsque les arbres sont habitués à des sécheresses récurrentes (Brunner et al. 2015), sachant que les racines profondes assurent l'essentiel de l'alimentation en eau de l'arbre lors des épisodes de manque d'eau (Kahmen et al. 2022). L'utilisation de techniques non destructives de mesure du système racinaire permettrait par exemple de tester l'hypothèse d'un réseau plus développé et plus profond pour les arbres habitués aux stress climatiques (Alani et Lantini 2020). Il est également connu que la morphogenèse des racines est modifiée par les effets du vent, augmentant la biomasse et la capacité d'ancrage des arbres (Nicoll et al. 2008). L'hypothèse d'une meilleure résistance des arbres soumis à une contrainte mécanique régulière pourrait ainsi être évaluée. Enfin, la question de l'adaptation des semis ayant poussé sous des conditions climatiques plus sévères se pose. En effet, une meilleure adaptation aux sécheresses et aux fortes températures pourrait être observée pour des arbres ayant poussé sous un climat plus défavorable que leurs parents. Des expérimentations sous conditions contrôlées pourraient également contribuer à répondre à cette question. Les résultats de ces travaux pourraient donner des éléments de réflexion objectifs dans le débat entre le maintien des peuplements existants via la régénération naturelle et l'introduction de provenances ou d'espèces plus résistantes à la sécheresse dans certains secteurs touchés par des dépérissements.

Les travaux réalisés ont pour objectif de produire des sorties opérationnelles pouvant servir aux acteurs du monde forestier. Il s'agit principalement de cartes de vulnérabilité issues des modèles de distribution, mais surtout de mortalité, pour lesquelles l'incertitude est plus faible (voire paragraphes 331 et 332). Un autre outil élaboré à partir des modèles de distribution consiste à positionner les caractéristiques du site étudié le long des gradients écologiques et de calculer la distance aux limites écologiques connues, principalement pour ce qui concerne les températures et le stress hydrique (voire le paragraphe 322). Nous avons montré Figure 68 des exemples de calcul déterminant la gamme de températures ou de stress hydrique pour lesquelles les espèces étaient présentes, pouvant être utilisées pour déterminer les limites écologiques de chaque espèce. A l'aide de ces informations, il est possible d'évaluer en tout point de l'espace la distance le long du gradient étudié entre les conditions rencontrées localement et ces limites, plus celle-ci étant importante, moins le risque étant fort pour l'espèce.

Cette approche pourrait être adaptée à l'étude du dépérissement, en caractérisant la distance entre le climat local et les conditions limites, en termes de cumul d'événements extrêmes pour un peuplement donné. La prise en compte des événements extrêmes (intensité, durée, ou récurrence des événements sur une période donnée), dont on connaît l'importance sur l'état de santé des espèces mais dont les effets ne sont pas intégrés dans ce type d'études, serait une source d'amélioration importante dans la compréhension des éléments déclencheurs des crises sanitaires. Leur intégration dans la modélisation des facteurs liés aux dépérissements servirait à identifier les seuils physiologiques entraînant une perte de vitalité des espèces, et à

évaluer selon quels critères ces seuils diffèrent (Gutschick et BassiriRad 2003; Lebourgeois et al. 2010; Stott 2016). Pour cela, des indicateurs pertinents caractérisant les événements extrêmes doivent être sélectionnés et spatialisés, afin d'être ensuite mis en relation avec l'état sanitaire des arbres. Ces seuils, qui pourraient être différents en fonction de la position le long des gradients environnementaux et du type de peuplement, permettraient de déterminer le point de bascule qui entraîne un peuplement sain dans une spirale de dépérissement (Figure 93), et d'évaluer en tout point de l'espace la marge existant avant le déclenchement d'un dépérissement. Couplé à un suivi régulier de la végétation par imagerie satellitale, nous pourrions ainsi disposer d'un outil d'alerte avec un niveau de risque pouvant être cartographié et réactualisé régulièrement.

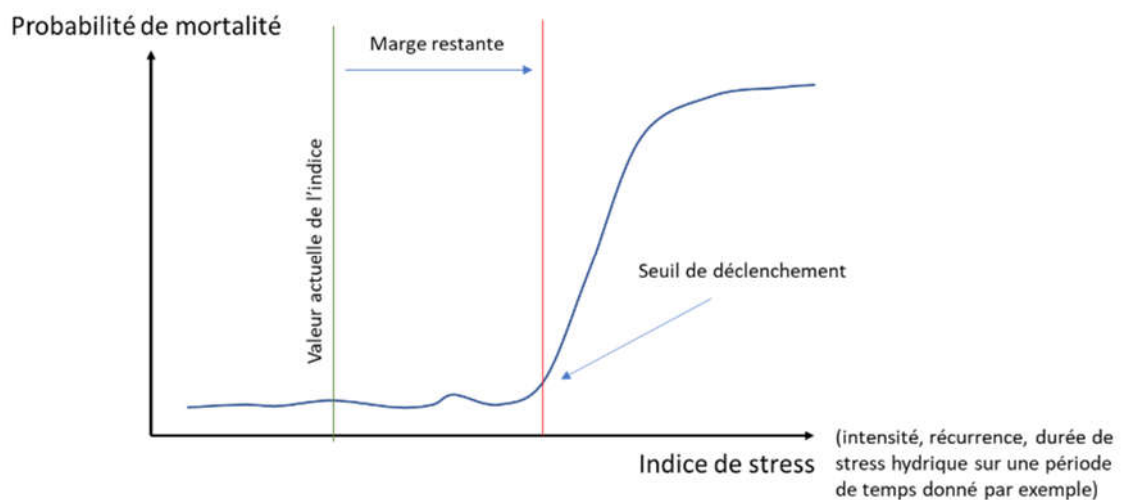


Figure 93 : Schéma théorique de la réponse de l'état de santé d'un peuplement à un indicateur de stress qui intégrerait les effets des événements extrêmes sur une période donnée. L'objectif serait d'identifier la valeur de cet indice à partir de laquelle le dépérissement se déclencherait, en fonction du peuplement et des conditions environnementales locales. La marge entre les valeurs actuelles de cet indice et la valeur du seuil de déclenchement serait un bon indicateur de la vulnérabilité du peuplement.

La représentation du niveau de vulnérabilité des essences ou des peuplements sous forme de cartes prédictives en fait un outil facilement opérationnel pour les chercheurs et les gestionnaires. Elles permettent de délimiter le territoire dans le but de mettre en œuvre des mesures de gestion différenciées. Elles pourraient être améliorées en intégrant la distribution spatiale des caractéristiques des peuplements, qui pourraient être collectées sur de vastes emprises principalement à partir de données Lidar. Actuellement, elles ne fournissent une indication de vulnérabilité que pour la période présente. Il serait utile pour mieux anticiper les impacts futurs du changement climatique d'avoir des simulations basées sur les modèles et les scénarios centralisés par l'IPCC pour le siècle à venir. Ces simulations ont été réalisées pour les modèles de distribution des espèces mais pas pour les modèles de dépérissement. Il serait nécessaire avant de franchir cette étape d'améliorer notre compréhension des relations entre le climat et la mortalité. En effet, du fait de l'importance de la dynamique récente du climat sur la mortalité, des événements extrêmes qui ne sont pas pris correctement en compte dans ces outils, et de la forte variabilité spatiale des évolutions de climat (et particulièrement du stress hydrique), des projections à court ou moyen terme semblent hasardeuses à ce stade.

Par exemple, la dynamique des orages en période de sécheresse estivale peut conduire à des situations contrastées à l'échelle de quelques vallées, avec des conséquences possibles sur la santé des arbres. Des simulations à plus long terme avec des données climatiques moyennées sur des pas de temps longs pourraient cependant permettre une estimation des évolutions pour différents types des peuplements.

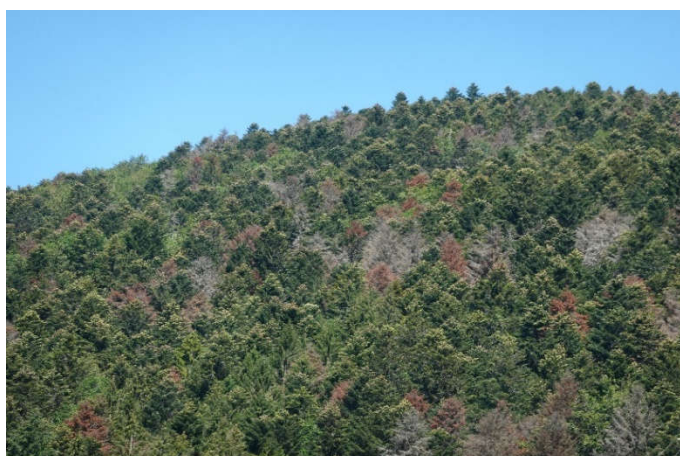
Les cartes de vulnérabilité peuvent être utilisées pour définir des mesures de gestion appropriées face au risque climatique. Elles peuvent ainsi être pondérées en fonction du niveau d'exposition (par exemple l'importance de l'essence dans le peuplement), et les enjeux présents (qui peuvent être liés à la production de bois mais aussi à la conservation de la biodiversité, au risque d'érosion, à la protection de captages d'eau, au paysage, ...). Ces croisements permettent une typologie de l'espace entraînant la mise en place de mesures de gestion différenciées. Par exemple, les zones de faible risque peuvent être seulement surveillées, tandis que selon le niveau de risque, des mesures graduelles peuvent être mises en place. Ces dernières peuvent concerner une sylviculture adaptée à l'économie de l'eau, en jouant sur la surface foliaire, les types de mélange et de structure, dans les zones à risque modéré à court-moyen terme. Dans les zones à plus fort risque, elles peuvent concerner de façon graduelle, l'arrêt des plantations des essences à risque, favoriser la régénération naturelle en espérant qu'elle soit plus adaptée au climat futur, éviter les fortes mises en lumière, ou changer la composition des peuplements, en favorisant localement les essences plus résistantes à la sécheresse, en implantant des essences plus méridionales, ou en pratiquant de la migration assistée. Cette segmentation du territoire selon le niveau de risque permet également de s'interroger sur la gestion de nos moyens. Faut-il focaliser tous les moyens sur les zones en déclin pour limiter les pertes financières, ou garder un levier d'action permettant d'anticiper les problèmes futurs en faisant évoluer les peuplements qui peuvent encore espérer être préservés ? L'élaboration de guides de transition permettrait de présenter ces mesures, qui devraient être élaborées localement en concertation avec tous les acteurs concernés par la forêt et la filière bois. Les mesures qui en découlent devraient intégrer les différents risques pour adapter nos forêts au climat de demain, liés aux sécheresses et aux fortes températures naturellement, mais aussi ceux liés aux vents et aux incendies, pour lesquelles les enjeux sont également très importants, tout en optimisant au mieux la sauvegarde des nombreux services écosystémiques rendus par la forêt.

Conclusion finale

Nous vivons une époque charnière, avec une forte prise de conscience des risques liés au changement climatique, mais avec des actions mises en œuvre en termes d'atténuation et d'adaptation qui ne sont pas encore à la hauteur des enjeux. « L'adaptation rapide est toujours pénible parce que, si l'homme transforme avec peine ses manières de vivre, il change plus difficilement encore ses façons de penser » disait déjà Gustave Le Bon au début de ce siècle. Si individuellement les risques liés à ces changements sont bien identifiés, les effets en cascade sont mal maîtrisés. Citons par exemple les effets de la fonte du permafrost sur le relargage de gaz à effets de serre, les conséquences de la disparition des grandes masses glaciaires sur l'altération des flux océaniques qui jouent un rôle important sur le climat, ou du réchauffement en cours sur le puit de carbone généré par les masses océaniques. A l'échelle de la forêt, qui est censée stocker une partie de nos émissions de gaz à effets de serre, le couplage des risques liés aux incendies, aux dépérissements du fait des canicules et des sécheresses, à la prolifération des attaques biotiques, aux tempêtes, s'ajoute à ceux liés à la déforestation, et pourraient transformer le puit de carbone en source d'émissions, et conduire à une forte détérioration des

nombreux services écosystémiques rendus. Les dépérissements massifs observés de plus en plus souvent conduisent à des micro climats encore plus chauds du fait de l'absence de couvert, et de fait peu propices aux reboisements. Ces dernières années, de nombreux échecs de plantation ont d'ailleurs été signalés. Des reboisements avec des essences plus résistantes à la sécheresse, s'ils sont possibles, et s'ils réussissent, mettrons des décennies pour reconstituer la ressource. Le climat est lui-même impacté par ces changements d'occupation du sol, pourtant causés par son évolution. Malgré les conséquences déjà visibles de ces transformations, imaginer la forêt de demain est un exercice complexe, du fait du manque de connaissances, des nombreuses incertitudes que cela engendre, et de notre tendance à se raccrocher à ce qu'on connaît, c'est-à-dire la forêt d'aujourd'hui. S'adapter aux risques malgré les nombreuses incertitudes, c'est envisager le pire pour parvenir à l'éviter. Imaginer la forêt de demain, c'est se dire que le couvert arboré pourrait disparaître de certains lieux, ou que la forêt puisse être fondamentalement différente de celle que nous connaissons aujourd'hui.

Dans ce contexte il est essentiel et urgent de se mobiliser afin d'améliorer nos connaissances pour avoir une évaluation prospective des conséquences du réchauffement à venir sur la ressource forestière, et de mettre en place les moyens pour s'y adapter au mieux, sans attendre des dégâts irréversibles. Ces actions nécessitent un soutien fort des pouvoirs publics. Il y a urgence, la montre jouant contre nous, du fait de la rapidité des changements en cours, et du temps long de la dynamique forestière. Si les acteurs du monde forestier sont fortement sensibilisés à cette problématique, ils sont souvent désarmés quant aux moyens à mettre en œuvre. Dans ce contexte, j'aimerais penser que la production des cartes prédictives sur lesquelles nous⁷ avons travaillé puissent être un axe de travail utile. Mais la tâche reste immense afin de mettre en place des outils opérationnels et efficaces pouvant être déployés à large échelle ... Aussi j'aimerais surtout penser que nous serons capables de nous fédérer pour faire progresser les connaissances, et mettre en place ces outils tant qu'il est encore temps. Et face aux messages de découragement que je reçois parfois de nos élèves ingénieurs devant une tâche qui peut leur paraître insurmontable, je voudrais finir avec cette citation de Nelson Mandela : « Cela semble toujours impossible, jusqu'à ce qu'on le fasse ».



⁷ Quand je dis « nous », c'est pour bien rappeler que les travaux décrits ici ont impliqué plusieurs centaines de personnes, doctorants, CDD, stagiaires, élèves, collègues ... Je n'ai pas pu les citer tous, je n'ai pas assez de pages, et puis il faut réduire notre impact écologique ...

ANNEXE 1 : Mémoires d'étudiants encadrés

- 46) **Zhong Haoming**, 2023 : Evaluation of process-based coupled models to predict conifer dieback in the climate change context, Rapport de stage M2 European Forestry/FEN, Nancy en cours
- 45) **Benoit Heloise**, 2022 : Evaluating the pertinence of Species Distribution Models for predicting tree vulnerability to climate change, using a retrospective approach, rapport de stage de 3eme année d'AgroParisTech, Nancy, 72 p.
- 44) **Laroumagne Pauline**, 2022 : Outiller un territoire pour l'adaptation des forêts au changement climatique : cas d'application dans le Pays de la Déodatie, rapport de stage de 3eme année d'AgroParisTech, Nancy, co-encadrement avec Maxence Arnoult et Myriam Legay, 92 p.
- 43) **Briswalter Pierre**, 2021: Calcul de cartes de températures et de précipitation prenant en compte la topographie locale sur la France, Rapport de stage M2 AETPF Nancy, 44 p.
- 42) **Bonnefon, Romain**, Création de cartes de compatibilité climatique des essences sur les forêts publiques du Grand-Est, 2021, rapport de stage de 3eme année d'AgroParisTech, Nancy, co-encadrement avec Rodolphe Pierrat (Maitre de stage), Meriem Fournier et Noémie Pousse, 134 p.
- 41) **Dupont-Doaré Ceridwen**, Etudier la vulnérabilité des habitats forestiers face au changement climatique, le cas de la hêtraie acidiphile à houx (HIC 9120), rapport de stage d'ingénieur Agrocampus ouest, spécialité génie de l'environnement, 36 p. + annexes, co-encadrement avec T Brusten (IDF) et Ingrid Bonheme (IGN)
- 40) **Rouquillaud Quentin**, 2021: Etude sur le dépérissement du spain pectiné dans la vallée de Guebwiller, rapport de stage de 3eme année d'AgroParisTech, Nancy, co-encadrement avec Odile Mougeot, ONF Mulhouse, 85 p.
- 39) **Blondin Maxime**, 2021: Evaluation de la vulnérabilité des essences en Déodatie, Rapport de stage M2 AETPF Nancy, 47 p., co-encadrement avec Myriam Legay, AgroParisTech Nancy
- 38) **Briswalter Pierre**, 2020: Evaluation des zones vulnérables au changement de climat dans les sapinières du massif Vosgien, rapport de M1 AETPF – parcours BFD Nancy, 23p. co-encadrement avec Myriam Legay AgroParisTech Nancy
- 37) **Jeampert Clémence**, 2020: Évaluation des causes de dépérissement des sapinières du massif Vosgien, rapport de M1 AETPF – option « Écosystèmes Agricoles et Forestiers », Nancy, 19p. co-encadrement avec Myriam Legay AgroParisTech Nancy
- 36) **Solo Sara**, 2020: Evaluation de la pertinence des cartes numériques prédictives pour représenter les variations locales du climat à fine résolution spatiale, rapport de stage 3eme année de l' Université Abdelmalek ESSAÂDI, Tanger, Maroc, 75 p.
- 35) **Wagner Gael**, 2019: Cartographie des peuplements de sapin des vallées de Thann et de Masevaux, centre GRETA de Nancy.
- 34) **Filahi Hajar**, 2019: Evaluation de la pertinence des cartes prédictives de température locale pour le choix des essences. Etude de l'effet de la topographie locale sur la température, rapport de stage 3eme année de l'école d'ingénieur, Ecole Hassania des Travaux Publics, Casablanca , Maroc, 81p.
- 33) **Pedersoli Eloise**, 2019: Apport de l'usage ancien des sols pour la cartographie prédictive du pH bioindiqué des sols forestiers du Grand Est (France), rapport de stage M2 Master Hydrosystèmes et Bassins Versants (HBV), Université de Tours, 54 p.
- 32) **Hirt Nathlie**, 2019 : Inventaire et comparaison des cartes prédictives disponibles caractérisant les propriétés des sols à différentes échelles, rapport de stage M1 du master AETPF, option "Forests and their environment", Nancy, 15 p.

- 31) **Bekzhan Berdikulov**, 2019: Inventory and comparison of GIS climatic maps to estimate recent soil water balance evolution at the European scale, Rapport de stage M2 European Forestry/FEN, Nancy, 31p.
- 30) **Moureaux Mathilde**, 2018. Evaluation de la pertinence régionale des cartes de températures pour aider au choix des essences dans un contexte de changement climatique, rapport de stage 1ere année de l'« Ecole Nationale de la Météorologie », Toulouse, 59 pages.
- 29) **Hebert Xavier**, 2017. Mise en place d'un dispositif de mesure des températures dans les Vosges, Rapport de stage M2 « ERE » Dijon, 38 pages.
- 28) **Moukambo Janick**, 2016. Lien entre les indices de télédétection, environnementaux, et les bilans hydriques, centre GRETA de Nancy, 59 pages.
- 27) **Burns Janice**, 2015. Can Lateral fluxes improve estimates of available water for trees, Rapport de stage M2 European Forestry/FEN master, Nancy, 35 pages.
- 26) **Azcona Jaime Sebastian**, 2014. Comparison of remote sensing indices and GIS models to estimate drought stress in plants, Rapport de stage M2 European Forestry/FEN master, Nancy, 38 pages.
- 22-25) **Guillou, M., Marchal, G., Munsch, B., Undreiner, V.**, 2013. Réalisation d'une carte géologique simplifiée de Franche Comté - Alsace. Rapport de stage licence professionnelle création et administration de SIG, Lycée Loritz, Nancy, 26 pages + annexes.
- 21) **Yanko, Yulia**, 2012. Attempt to link recent climate change and tree mortality in France. Rapport de stage M2 "master of science in European Forestry", Nancy, 66 pages.
- 20) **Rizetto, Simon**, 2012. Prise en compte des flux latéraux souterrains dans l'estimation de la quantité d'eau disponible pour les plantes, rapport de stage M2 Agroparistech-Engref, Nancy, 104 pages.
- 19) **Hermoso Barroso Laeticia**, 2012. Importance of water estimated using soil water content vs climatic proxies in the distribution pattern of *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* in France, Rapport de stage Master 2 of European Forestry, Nancy, 25 pages.
- 15-18) **Mitanchey, J., Clement, J., Cappelol, F., Villemin, R.**, 2012. Réalisation d'une carte géologique simplifiée des plateaux calcaires du nord-est de la France, Rapport de stage licence professionnelle création et administration de SIG, université Nancy 2, Lycée Loritz, Nancy, 25 pages + annexes.
- 14) **Richard, Jean Baptiste**, 2011. Caractérisation de la contrainte hydrique des sols à l'aide de cartes numériques pour prendre en compte les effets potentiels du changement climatique dans les catalogues de stations forestières - Applications aux plateaux calcaires de Lorraine et de Bourgogne -, rapport de stage de 3eme année des ingénieurs forestiers, Agroparistech-Engref, Nancy, France, 140 pages.
- 13) **Thauvin, Gregoire**, 2011. Essai de détermination des causes de dépérissements du Pin sylvestre et du Sapin pectiné à l'échelle de la France et des Alpes-Maritimes. Rapport de stage de 3eme année des ingénieurs forestiers, Agroparistech-Engref, Nancy, France, 113 pages.
- 12) **Villiers, Thomas**, 2011. Cartographie prédictive à haute résolution spatiale de la réserve utile maximale du sol dans le Nord-Est de la France. Rapport de stage de 3eme année des ingénieurs forestiers, Agroparistech-Engref, Nancy, France, 69 pages.
- 8-11) **Castellvi L, Bernier, E., Berthault, V., Pontoni, A.**, 2011. Caractérisation de la réserve en eau des sols en utilisant les données géographiques du BRGM, Rapport de stage licence professionnelle création et administration de SIG, université Nancy 2, Nancy, 29 pages + annexes.
- 7) **Riofrio-Dillon, Gabriella**, 2010. Predictive mapping of pH at fine resolution at regional scale, an example in northeastern France. Rapport de stage de Master 2 in natural resources, Pontifica Universidad Catolica de Chile, Santiago, Nancy, 19 pages.

- 6) **Thirion Erwin**, 2010. Utilisation d'un système d'Informations Géographiques pour caractériser l'usage récréatif des forêts de Lorraine, rapport de stage License professionnelle Création et administration des Systèmes d'informations géographiques, Nancy, 36 pages.
- 5) **Rodrigues, Aurelia**, 2009. Le chêne pédonculé face aux changements climatiques, rapport de stage de 3eme année des ingénieurs forestiers, Agroparistech-Engref, Nancy, France, 63 pages + annexes.
- 4) **Cavalheri, Ellen Keyti**, 2009. Modélisation à haute résolution spatiale des températures moyennes annuelles en France métropolitaine, rapport de stage 3eme année Agroparistech-Esalq (Brésil), 52 pages.
- 3) **Boiffin, Juliette**, 2006. Cartographie prédictive de l'aire de répartition du chêne pubescent (*Quercus humilis*), du chêne vert (*Quercus ilex*) et du chêne sessile (*Quercus petraea*). Rapport de stage M1 ENSAIA, Nancy, 31 pages.
- 2) **Py, Nicolas**, 2005. Cartographie prédictive de l'aire de répartition et de la fertilité de quelques essences forestières. Application à l'érable champêtre (*Acer campestre*), au hêtre (*Fagus sylvatica*), et à l'épicéa (*Picea abies*) dans les Alpes Françaises. Rapport de stage Master 2 OGDDT, Université Joseph Fourier, Grenoble, 72 pages.
- 1) **Cornu, Jean François**, 2004. Validation d'un outil de cartographie automatique des stations forestières du massif vosgien, révision, amélioration et validation. Engref Nancy, 123 pages.

ANNEXE 2 : Tutorats de stage

Stage de 3eme année d'ingénieur AgroParisTech :

- 38) **Le Lay Clara (2023)** : Mesure de la productivité primaire d'une tourbière des Pyrénées par télédétection à ultra-haute résolution
- 37) **Bied-Charreton Renaud (2023)** : Evaluation de la qualité de mesures de hauteur photogrammétrique. Applications aux inventaires forestiers multisources.
- 36) **Hérault Remi, (2023)** : Construction d'un modèle de dépérissement pour l'Érable sycomore en régions Hauts-de-France et Normandie dans un contexte de changement climatique
- 35) **Fernandez Eddie, (2023)** : développement d'un outil de compatibilité climatique des essences pour le groupe Ouest de la Direction Territoriale du Grand-est de l'ONF
- 34) **Postik Tanguy (2022)** : Estimating the sensibility and adaptation of French forests to climate change through a coupling of process-based models.
- 33) **Gandara Thibault (2022)** : Evaluation et comparaison d'indices du service de pollinisation à l'échelle de paysages agricoles.
- 32) **Pierre Martin (2021)** : Réserve Naturelle Régionale du lac de Malaguet, étude de vulnérabilité et télédétection des zones humides.
- 31) **Lhopital Mael (2021)** : Participation à la réalisation d'un guide des stations forestières sur le massif vosgien prenant en compte les changements climatiques.
- 30) **Garreau Léa (2021)** : Les haies nourricières biomimétiques, outil de souveraineté alimentaire, de réintroduction d'arbres fruitiers et champêtres et levier de résilience face au changement climatique en France et au Mexique ?
- 29) **Paturle Emma (2021)** : Bilan des croissances et survies des arboretums REINFFORCE, à destination des utilisateurs professionnels, collecte de données sanitaires.
- 28) **Bertrand Elodie (2021)** : Appui scientifique à la gestion d'espace naturel (Brieux, 01).
- 27) **Chiarada Mathilde (2021)** : Projet de stage long à l'ONF sur la gestion stratégique des dunes du domaniales littorales.
- 26) **Godot Théophile (2020)** : Analyse de la cartographie des habitats Naturels des marais du Cotentin et du Bessin.
- 25) **Pulcini Bruno (2020)** : Pré-évaluation des écosystèmes forestiers de montagne de France métropolitaine, selon la méthodologie Liste Rouge Ecosystèmes de l'UICN.
- 24) **Gaertner Pierre Antoine (2020)** : Contribution à la compréhension des dépérissements de hêtre en cours en Franche-Comté.
- 23) **Fontaine Ninon (2020)** : Articulation des usages dans une vallée haut-alpine : une approche fonctionnelle transversale.
- 22) **Mohring Bertille (2019)** : Les conséquences des modifications anthropiques des milieux sur un vertébré bio-indicateur : le merle noir (*Turdus merula*)
- 21) **Pedeches Maguelone (2019)** : mise à jour de la cartographie d'habitats et comparaison avec la cartographie antérieure : Réserve naturelle régionale de la vallée de la Renaudie.
- 20) **Grange Marie (2018)** : Quels déterminants des patrons de végétation prairiale en zone de marais ? Analyse de données in situ par un panel de variables environnementales.
- 19) **Quenée Louis (2018)** : Mise en place d'un protocole de suivi de gestion expérimentale pour lutter contre le *Baccharis halimifolia* sur le domaine de la Palissade.
- 18) **Joussemet François (2018)** : Station en environnement changeant. Test de transfert des nouvelles connaissances sur l'adéquation sol-plante en climat changeant.

- 17) **Marion Baptiste (2018)** : Hydrologie de surface et processus d'érosion hydrique en milieu agricole tempéré.
- 16) **Sarton du Jonchay Sophie (2017)** : Collecte, hiérarchisation et valorisation des données de biodiversité dans le cadre du projet COMBO en Guinée : « De meilleurs résultats pour la biodiversité grâce à une meilleure pratique des aménageurs et industriels dans quatre pays d'Afrique »
- 15) **Le Nagard Maud (2017)** : Caractérisation hydrologique des principaux affluents de la Lézarde.
- 14) **Arnold Cécile (2017)** : Prédiction de répartition spatiale des chiroptères sur le PNR Périgord-Limousin. Modélisation à plusieurs échelles.
- 13) **Dambrine Chloe (2017)** : Distribution en mer de la Grande alose et de l'Alose feinte : Apport de la modélisation empirique de niche écologique.
- 12) **Durieux Cédric (2017)** : Elaboration de plans d'actions sur l'impluvium d'Avène
- 11) **De Fauville Raphael (2016)** : Economie de l'adaptation des forêts au climat De Fauville Raphael (2016) : Economie de l'adaptation des forêts au climat
- 10) **Medieu Anais (2016)** : Projet Galion : nouveaux modes de gestion pour limiter les rejets de la pêcherie chalutière du golfe du Lion
- 9) **Gohon Florence (2016)** : Identification, cartographie et caractérisation des gîtes arboricoles de Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*) en forêt territoriale de Valdu Niellu (Haute-Corse)
- 8) **Bazin Adrien (2016)** : Utilisation de la géomatique en milieu forestier, réalisation d'un mini projet d'étude en forêt de Gérardmer.
- 7) **Bec Raphael (2015)** : Caractérisation des changements à long terme des paysages forestiers, dans les parcs nationaux métropolitains.
- 6) **Lecardonnell Laure (2015)** : Etude par radiopistage des capacités de survie et de reproduction du faisan commun sauvage (*Phasianus colchicus*)
- 5) **Ferrer Flavie (2015)** : Télédétection et cartographie des coupes rases en Rhône-Alpes
- 4) **Gely Claire (2015)**: Spatial analysis of the Upper Mersey Estuary: land cover, land use and biodiversity monitoring
- 3) **Lefevre Solenne (2014)** : Évaluation de la diversité aviaire à large échelle à partir de séries temporelles d'images satellites
- 2) **Quitterie Blanchard (2014)** : Développement de l'analyse à large échelle des liens hydrologie/écologie, au niveau des rivières intermittentes, dans le cadre du projet IRBAS.
- 1) **Billand Coline, (2013)** : Systèmes agroforestiers en zone sèche et régulation naturelle des insectes ravageurs des cultures. Analyse paysagère à partir d'une image satellite pour la mise au point d'un protocole d'échantillonnage dans la région de Dangalma au Sénégal

Stage de 2eme année d'ingénieur AgroParisTech :

- **Anouk Vives (2022)** : Rapport de stage sur la pollution marine à l'UMR Ecosystèmes Insulaires Océaniques, stage de césure 2eme année AgroParisTech
- **Dubois Coline (2021)** : Diagnostic de vulnérabilité des forêts Ariégeoises face aux changements climatiques, stage 2eme année.
- **Limbaret Coline (2020)**: Analysis of geodiversity in the Pyrenees to link biodiversity, geodiversity, topography, and climate change, in order to identify natural areas that could serve as refugia for biodiversity, stage 2eme année.

- **Bisquay Gracia Vincent** (2020): Forest management for climate adaptation: effect of three management scenarios on the landscape disturbances and responses to climate change, stage 2eme année.
- **Levon Slagmulder** (2018) : Analyse comparative du système d’inventaire de la république d’Arménie, amélioration des techniques de collecte et ses applications à la gestion, stage 2eme année.
- **Amaury Jousseume** (2018) : Evaluation par analyse de connectivité de la susceptibilité des frênes à l’agrile du frêne à l’échelle des bassins versants du sud du Québec, et description des impacts potentiels sur la ressource en eau à l’aide d’une étude de cas, stage 2eme année.

ANNEXE 3 : Projets de recherche

- 1) 2002 : GIP ECOFOR, « **Cartographie automatique des stations** », responsable JC Gégout, AgroParisTech.
- 2) 2004 : CPER 2000-2006, « **Validation de la carte automatique des stations forestières du massif vosgien, application aux potentialités de deux essences** », responsable C. Piedallu
- 3) 2005-2008 : ADEME, « **Caractérisation des habitats forestiers français vis-à-vis des facteurs climatiques et édaphiques : température, stress hydrique, acidité et nutrition azotée** », responsable JC Gégout, AgroParisTech.
- 4) 2005 : UNIL, EUROMONT, « **Climate change impact on plant distributions in European mountains: confronting continental (broad-scale) to local (fine-scale projections)** », responsable A. Guisan, Université de Lausanne.
- 5) 2006 : GIP ECOFOR, « **Développement, spatialisation et validation d'indices bioclimatiques** », responsables F. Lebourgeois et C. Piedallu, AgroParisTech et C. Cluzeau, IFN.
- 6) 2008-2010 : GIPEBLOR, PEFC Lorraine, programme régional d'appui à la sylviculture, « **Assurer une récolte raisonnée des rémanents en forêt** », responsables C. Piedallu et D Messant (ONF)
- 7) 2010 : cofinancement GIP ECOFOR et réseau AFORCE, « **Cartographie de l'évolution de la contrainte hydrique en contexte de changement climatique, et exemple d'utilisation dans le cadre des catalogues et guides de stations forestières** », responsable C. Piedallu.
- 8) 2010-2014 : ANR Oracle, « **Opportunités et risques pour les agros eco-systèmes et les forêts en réponse au changement climatique, socio-économiques et politiques en France et en Europe** », responsable N de Noblé-Ducoudré, LSCE.
- 9) 2010 : pôle Fabelor, « **Usage récréatif des forêts** », responsable Jens Abstrup, AgroParisTech, Laboratoire d'économie forestière
- 10) 2011-2014 : cofinancement DRAF et Région Lorraine : « **Cartographie de l'évolution du stock d'eau disponible pour la végétation des sols forestiers Lorrains, dans un contexte de changement climatique** », responsable C. Piedallu.
- 11) 2012, co-financement pôle de compétence FABELOR et région Lorraine, « **création d'une plateforme informatique de mise à disposition de données cartographiées sur l'écologie des forêts** », responsable C. Piedallu.
- 12) 2012-2016, MODELFOR (ONF), « **Analyse spatiale des causes de dépérissement des principales essences Françaises. Etablissement de modèles de dépérissement à l'échelle de la France à partir des données IFN** », responsable C. Piedallu.
- 13) 2013, Chaire ONF, « **Comparaison de modèles environnementaux de bilan hydrique spatialisés à haute résolution avec des données issues de la télédétection pour évaluer le stress hydrique des végétaux** », responsable C. Piedallu.
- 14) 2013, DRAAF de Basse Normandie, « **ECOGEODYN** », responsable Xavier Morvan, CNPF
- 15) 2013, LABEX ARBRE, « **Création d'une plate-forme d'échanges entre deux outils climatiques complémentaires *DIGITALIS* et *BIOCLIMSOL*** », responsable Jean Lemaire, CNPF
- 16) 2016, LABEX ARBRE, FORMANCLIM, « **Nouveaux outils pour la caractérisation stationnelle et le choix des essences : Application à l'aménagement forestier en contexte de changement climatique** », responsable Paulina Pinto, AgroParisTech.
- 17) 2017-2021, cofinancement DRAF et Région Lorraine : Rescale, « **Resolution des données liées au Sol et au Climat Appliquées Localement en forEt** », responsable C. Piedallu.

- 18) 2021-2022, LABEX ARBRE : **ModAdapt: What models to provide guidance for the adaptation of forests to climate change?**, responsable Myriam Legay
- 19) 2021-2023, LABEX ARBRE, “**FOREVERS : FOREsts Vulnerability to climate Evolution using Range Shifts of species**”, responsable C. Piedallu
- 20) 2022-2025, ADEME, Région Grand-Est, LABEX ARBRE, “**MoDEperiss, Monitoring spatial et déterminisme environnemental du dépérissement des résineux tempérés Français**”, responsable C. Piedallu

ANNEXE 4 : Publications dans des revues référencées ISI

- 31) Besic, N, Picard N., Sainte-Marie J, Meliho M., **Piedallu C.**, Legay M, 2023, A novel framework and a new score for the comparative analysis of forest models accounting for the impact of climate change, *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 19 (IF 2022: 2,3)
- 30) **Piedallu, C.**, Dallery D., Bresson C., Legay M., Gégout, J.C, Pierrat R., 2022, Spatial vulnerability assessment of silver fir and Norway spruce dieback driven by climate warming, “*Landscape Ecology*” 38, 341-361 (IF 2022: 4,7).
- 29) Sagar, A, Vega, C, Bouriaud, O., **Piedallu, C.**, Renaud, JP, 2022. Multisource forest inventories: A model-based approach using k-NN to reconcile forest attributes statistics and map products, *Journal of photogrammetry and remote sensing*, 192, 175-188 (IF 2022:11,77)
- 28) Taccoen, A., **Piedallu, C.**, Seynave, I., Gégout-Petit, A., Gégout JC, Climate change-induced background tree mortality is exacerbated towards the warm limits of the species ranges, sous presse, “*Annals of forest science*” (IF 2021 : 2,43).
- 27) **Piedallu, C.**, Pedersoli, E., Chaste, E., Morneau, F., Seynave, I., Gégout, J.C, Optimal resolution of soil properties maps varies according to their geographical extent and location, *Géoderma*, 412, 115723 (IF 2020 : 6,12).
- 26) Unkule, M., **Piedallu, C.**, Balandier, P., Courbaud, B., 2022. Regeneration in uneven-aged spruce-fir-beech forests in the French Alps relative to global changes, *Annals of forest science*, 79(1), 1-17 (IF 2021 : 2,43).
- 25) Taccoen, A., **Piedallu, C.**, Seynave, I., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L.M., Bréda, N., Gégout, J.C., 2021. Climate change impact on tree mortality differs with tree social status, *Forest Ecology and Management*, 489 (IF 2020 3,4).
- 24) Stokes, A., Angeles, G., Anthelme, F., Aranda-Delgado, E., Barois, I., Bounous, M., Cruz-Maldonado, N., Decaens, T., Fourtier, S., Freschet, G.T., Gabriac, Q., Hernandez-Caceres, D., Jimenez, L., Ma, J., Mao, Z., Marin-Castro, B.E., Merino-Martin, L., Mohamed, A., **Piedallu, C.**, Pimentel-Reyes, C., Reijnen, H., Reverchon, F., Rey, H., Selli, L., Siebe-Grabach, C.D., Sieron, K., Weemstra, M., Roumet, C., 2021. Shifts in soil and plant functional diversity along an altitudinal gradient in the French Alps. *Bmc Research Notes* 14 (IF 2020 1,3).
- 23) Jourdan, M., **Piedallu, C.**, Baudry, J., Defosse, E., Morin, X., 2021. Tree diversity and the temporal stability of mountain forest productivity: testing the effect of species composition, through asynchrony and overyielding. *European Journal of Forest Research*, 140(2), 1-14 (IF 2019 2,5).
- 22) Taccoen, A., **Piedallu, C.**, Seynave, I., Perez, V., Gégout-Petit, A., Nageleisen, L.M., Bontemps, J.D., Gégout, J.C., 2019. Background mortality drivers of European tree species : climate change matters, *Proceedings of the Royal Society B*, 286, 1900. (IF 2018 : 4.6).
- 21) **Piedallu, C.**, Cheret, V., Denux, J.P., Perez, V., Azcona, J.S., Seynave, I., Gégout, J.C., 2019. Soil and climate differently impact NDVI patterns according to the season and the stand type. *Science of the Total Environment* 651, 2874-2885 (IF 2018 : 4.6).
- 20) Fortin, M., Van Couwenberghe, R., Perez, V., **Piedallu, C.**, 2018. Evidence of climate effects on the height-diameter relationships of tree species. *Annals of Forest Science*, 76, 1 (IF 2018 : 2.4).
- 19) Cordonnier, T., Bourdier, T., Kunstler, G., **Piedallu, C.**, Courbaud, B., 2018. Covariation between tree size and shade tolerance modulates mixed-forest productivity. *Annals of Forest Science*, 75, 4 (IF 2018 : 2.4).

- 18) Ondo I, Burns J, Piedallu C., 2017. Including the lateral redistribution of soil moisture in a supra regional water balance model to better identify suitable areas for tree species, *Catena*, 153, 207-218 (IF 2018 : 3.3).
- 17) Kuhn, E., Lenoir, J., **Piedallu, C.**, Gegout, J.C., 2016. Early signs of range disjunction of submountainous plant species: an unexplored consequence of future and contemporary climate changes. *Global Change Biology*, 22, 6, 2094-2105 (IF 2016 : 8.5).
- 16) Bourdier, T., Cordonnier, T., Kunstler, G., Piedallu, C., Lagarrigues, G., Courbaud, B., 2016. Tree Size Inequality Reduces Forest Productivity: An Analysis Combining Inventory Data for Ten European Species and a Light Competition Model. *Plos One* 11, 3 (IF 2016 : 2.8).
- 15) **Piedallu, C.**, Gegout, J.C., Lebourgeois, F. & Seynave, I., 2016. Soil aeration, water deficit, nitrogen availability, acidity and temperature all contribute to shaping tree species distribution in temperate forests. *Journal of Vegetation Science*, 27, 2, 387-399 (IF 2016 : 2.9).
- 14) Toigo, M., Vallet, P., Perot, T., Bontemps, J.D., **Piedallu, C.** & Courbaud, B., 2015. Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. *Journal of Ecology*, 103, 2, 502-512 (IF 2015 : 6.2).
- 13) Thuiller, W., Münkemüller, T., Schiffrers, K.H., Georges, D, Dullinger, S, Eckhart, V.M., Edwards, T.C., Gravel, D., Kunstler, G, Merow, C, Moore, K, **Piedallu, C.**, Vissault, S, Zimmermann, NE, Zurell, D. and Schurr, F.M., 2014. Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography*, 37, 12, 1155-1166 (IF 2014 : 4.8).
- 12) **Piedallu, C.**, Gegout, J.C., Perez, V., Lebourgeois, F., 2013. Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* ,22, 4, 470-482 (IF 2013 : 7.2).
- 11) Bertrand, R., Lenoir, J., **Piedallu, C.**, Riofrio-Dillon, G., de Ruffray, P., Vidal, C., Pierrat, J.C., Gegout, J.C., 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, 479, 7374, 517-520 (IF 2011 : 36).
- 10) Engler, R., Randin, C.F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N.E., Araujo, M.B., Pearman, P.B., Le Lay, G., **Piedallu, C.**, Albert, C.H., Choler, P., Coldea, G., De Lamo, X., Dirnbock, T., Gegout, J.C., Gomez-Garcia, D., Grytnes, J.A., Heegaard, E., Hoistad, F., Nogues-Bravo, D., Normand, S., Puscas, M., Sebastia, M.T., Stanisci, A., Theurillat, J.P., Trivedi, M.R., Vittoz, P., Guisan, A., 2011. 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17, 7, 2330-2341 (IF 2011 : 6.9).
- 9) **Piedallu, C.**, Gégout, J., Bruand, A., Seynave, I., 2011. Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands. *Geoderma* 160, 3-4, 355-366 (IF 2011 : 2.3).
- 8) Lebourgeois, F., Pierrat J.C., Perez V., **Piedallu C.**, Cecchini S., Ulrich E., 2010. Simulating phenological shifts in French temperate forests under two climatic change scenarios and four driving GCMs. *International Journal of Biometeorology*, 53, 5, 563-581 (IF 2010 : 1.8).
- 7) **Piedallu, C.**, Gégout, J.C., 2008. Efficient assessment of topographic solar radiation to improve plant distribution models. *Agricultural and forest meteorology*, 148, 11, 1696-1706 (IF 2008 : 3.7).
- 6) **Piedallu C.**, Gégout J.C., 2007. Multiscale computation of solar radiation for predictive vegetation modelling, *Annals of Forest Science*, 64, 8, 899-909 (IF 2008 : 1.6).
- 5) Coudun, C., Gégout, J.C., **Piedallu, C.**, Rameau, J.C., 2006. Soil nutritional factors improve plant species distribution models: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France, *Journal of biogeography*, 33, 10, 1750-1763 (IF 2008: 4.6).
- 4) Nédeltcheva T., **Piedallu C.**, Gégout J.C., Boudot J.P., Angéli N., Dambrine E., 2006. Environmental factors influencing streamwater composition on sandstone (Vosges Mountains). *Annals of Forest Science*, 63, 4, 369-376 (IF 2008 : 1.6).
- 3) Nédeltcheva T., **Piedallu C.**, Gégout J.C., Stussi J.M., Boudot J.P., Angéli N., Dambrine E., 2006. Influence of granite mineralogy, rainfall, vegetation and relief on stream

water chemistry (Vosges Mountains, north-eastern France). *Chemical geology*, 23, 1-15 (IF 2008 : 3.5).

2) **Piedallu C.**, Gégout J.C., 2005. Effects of Forest Environment and Survey Protocol on GPS Accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 71, 9, 1071-1078 (IF 2008 : 1.8).

1) Valla, F., **Piedallu, C.**, 1997. Volumetric variations of Glacier de Sarennes, French Alps, during the last two centuries, *Annals of glaciology*, 24, 361-366 (IF 2011 : 1.8).

(IF = IF = impact factor 2 years, source = <https://www.scijournal.org>)

ANNEXE 5 : Autres publications

- 17) **Piedallu C.** Pousse N° Bruand A, Dietz L., Fiquepron J, 2018. Estimer le réservoir en eau du sol. Quelles fonctions de pedotransfert le forestier doit il utiliser ? *Forêt entreprise*, 242, 28-32
- 16) Gaudin S., **Piedallu C.**, Madrolles F. et Reboul JB, 2016. Les stations forestières : intérêts et limites des cartographies prédictives et par échantillonnage, *Forêt entreprise*, 228, 39-43.
- 15) Brusten T, **Piedallu C.**, 2016. Des données spatialisées au service de la description du milieu, *Forêt entreprise*, 228, 34-38.
- 14) **Piedallu, C**, Perez, V, Seynave, I, Gasparotto, D, Gégout, 2014. Le portail web SILVAE met à disposition des informations écologiques et forestières spatialisées, Actes du colloque REGEFOR 2013, *Revue Forestière Française*, LXVI, 4, 630-631.
- 13) **Piedallu, C**, Perez, V, Seynave, I, Gasparotto, D, Gégout, JC, 2014. The SILVAE portal provides access to ecological and forestry maps for France, *Revue Forestière Française*, special issue, regefor 2013 workshops, LXVI, hors-série, 181-182.
- 12) **Piedallu, C**, Perez, V, Seynave, I, Gasparotto, D, Gégout, JC, 2014. Présentation du portail web SILVAE : Système d'Informations Localisées sur la Végétation, les Arbres, et leur Environnement, *Revue Forestière Française*, LXVI, 1, 41-49.
- 11) Richard, J.B., **Piedallu, C.**, Gaudin, S., Legay M., 2013. Utilisation de cartes prédictives pour améliorer la prise en compte de la contrainte hydrique dans le choix des essences -exemple des plateaux calcaires du nord est de la France-, *Revue Forestière Française*, LXV, 1, 37-52.
- 10) **Piedallu, C.**, Richard, J., Gaudin, S., Legay, M., 2012. Cartographie de la contrainte hydrique des sols forestiers. Exemple sur les plateaux calcaires du Nord-Est de la France. *Forêt-entreprise*, 204, 31-35.
- 9) Lebourgeois, F, Pierrat, JC, Perez, V, **Piedallu, C**, Cecchini, S, Ulrich, E, 2010. Changement des dates de débourrement et de jaunissement des chênaies et des hêtraies françaises au cours du XXI^e siècle, *Revue Forestière Française*, 62, 6, 607-624
- 8) **Piedallu C.**, Perez, V., Gégout J.C., Lebourgeois F., Bertrand R., 2009. Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre, et du Chêne sessile en France. *Revue Forestière Française*, LXI - 6, 567-593.
- 7) Lebourgeois, F., Pierrat, J.C., Perez, V., **Piedallu, C.**, Cecchini, S., Ulrich, E., 2008. Déterminisme de la phénologie des forêts tempérées Françaises : étude sur les peuplements RENECOFOR, *Revue Forestière Française*, LX, 3, 323-343.
- 6) Gégout, J.C., **Piedallu, C.**, Cornu, J.F., Cluzeau, C., 2008. La cartographie prédictive des stations forestières : un nouvel outil au service du gestionnaire, Predictive mapping for forest sites - A new tool for forest managers, *Revue Forestière Française*, LX, 1, 37-60.
- 5) Lebourgeois F., **Piedallu C.**, 2005. Assessing drought severity for the purposes of ecological studies and forest management using bioclimatic indices. Comment appréhender le niveau de sécheresse dans le cadre des études stationnelles et de la gestion forestière ? Notion d'indices bioclimatiques, méthode d'estimation de l'évapotranspiration potentielle, *Revue forestière Française*, LVII, 4, 331-356.
- 4) Delcros, P., **Piedallu, C.**, Brun, J.J., Vanpeene S., 2005. Diagnostic écologique à l'échelle du paysage des conséquences de la déprise agro-pastorale au sein d'un territoire communal de moyenne montagne (Hermillon, Savoie), *Revue de géographie alpine*, 93, 3, 95-108.
- 3) **Piedallu C.**, Gégout J.C., 2002. Study of GPS accuracy in forest environments. Etude de la précision du système GPS en milieu forestier. *Revue Forestière Française*, 54, 5, 429-442.

2) Onaindia A., Gégout J.C., **Piedallu C.**, Nicolescu N.V., Bastien Y., 2001. Research on forest vegetation naturally regenerated on abandoned agricultural, vine growing, orchard and pasture lands in the Amance-Apance region (Haute-Marne County, France). *Revista Padurilor* 6, 116, 19-26.

1) Valla, F., Berger, F., **Piedallu, C.**, 1995. Variations volumétriques du glacier de Sarnes, période 1906-1991 (Isère-France), *La houille blanche*, 5/6, 1-9.

Ouvrages ou chapitres d'ouvrages

- 3) Gégout J.C., **Piedallu, C.**, Cornu J.F., 2009. Cartographie prédictive des stations forestières du massif Vosgien. Forêt, vent et risque : des connaissances enrichies pour une meilleure gestion forestière, ECOFOR, Editions QUAE, pp 341-346.

- 2) Vanpeene-Bruhier S., **Piedallu C.**, Delory I., 2002. Réaménagement agricole des carrières de granulats, Cemagref éditions, juillet 2002, 160 p.

- 1) Vanpeene-Bruhier S., **Piedallu C.**, Delory I., 2002. Réaménagement forestier des carrières de granulats, Cemagref éditions, juillet 2002, 319 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abadie J, Dupouey JL, Avon C, Rochel X, Tatoni T, Berges L (2018) Forest recovery since 1860 in a Mediterranean region: drivers and implications for land use and land cover spatial distribution. *Landscape Ecology* 33(2):289-305
- Abatzoglou JT, Williams AP (2016) Impact of anthropogenic climate change on wildfire across western US forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113(42):11770-11775
- Abdullah H, Skidmore AK, Darvishzadeh R, Heurich M (2019) Sentinel-2 accurately maps green-attack stage of European spruce bark beetle (*Ips typographus*, L.) compared with Landsat-8. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 5(1):87-106
- Al Majou H, Bruand A, Duval O, Le Bas C, Vautier A (2008) Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management* 24(4):383-391
- Alani AM, Lantini L (2020) Recent Advances in Tree Root Mapping and Assessment Using Non-destructive Testing Methods: A Focus on Ground Penetrating Radar. *Surveys in Geophysics* 41(3):605-646
- Albrecht AT, Fortin M, Kohnle U, Ningre F (2015) Coupling a tree growth model with storm damage modeling - Conceptual approach and results of scenario simulations. *Environmental Modelling & Software* 69:63-76
- Algayer B, Lagacherie P, Lemaire J (2020) Adapting the available water capacity indicator to forest soils: An example from the Haut-Languedoc (France). *Geoderma* 357
- Amm A, Pilard-Landeau B, Sevrin E et al (2019) État de la mobilisation des forestiers face au changement climatique. *Forêt entreprise* 249:20-24
- Anderegg WRL, Klein T, Bartlett M et al (2016) Meta-analysis reveals that hydraulic traits explain cross-species patterns of drought-induced tree mortality across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(18):5024-5029
- Anderegg WRL, Plavcova L, Anderegg LDL, Hacke UG, Berry JA, Field CB (2013) Drought's legacy: multiyear hydraulic deterioration underlies widespread aspen forest die-off and portends increased future risk. *Global Change Biology* 19(4):1188-1196
- Arrouays D, Grundy MG, Hartemink AE et al (2014) GlobalSoilMap: Toward a Fine-Resolution Global Grid of Soil Properties. In: Sparks D. L. (ed), *Advances in Agronomy*, Vol 125, *Advances in Agronomy*. pp. 93
- Ashcroft MB, Gollan JR, Warton DI, Ramp D (2012) A novel approach to quantify and locate potential microrefugia using topoclimate, climate stability, and isolation from the matrix. *Global Change Biology* 18(6):1866-1879
- ASTEC (2013) Etude de l'impact du changement climatique sur les milieux naturels en Lorraine. AgroParisTech, Nancy, pp. 348
- Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157(2-3):101-118
- Austin MP (2005) Predicting species distributions: current problems and potential for progress. *Journal of Applied Ecology*. in review
- Axer M, Schlicht R, Kronenberg R, Wagner S (2021) The Potential for Future Shifts in Tree Species Distribution Provided by Dispersal and Ecological Niches: A Comparison between Beech and Oak in Europe. *Sustainability* 13(23)
- Baatsen M, Haarsma RJ, Van Delden AJ, de Vries H (2015) Severe Autumn storms in future Western Europe with a warmer Atlantic Ocean. *Climate Dynamics* 45(3-4):949-964
- Badeau V, Dupouey J-L, Cluzeau C, Drapier J (2005) Aires potentielles de répartition des essences forestières d'ici 2100. *Forêt Entreprise* 162:25-29
- Baier P, Pennerstorfer J, Schopf A (2007) PHENIPS - A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecology and Management* 249(3):171-186

- Ballabio C, Panagos P, Monatanarella L (2016) Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma* 261:110-123
- Barets S (2021) Guide pour l'identification des stations et le choix des essences prenant en compte les changements climatiques, plateaux calcaires du nord-est. CNPF, pp. 170 p
- Battles JJ, Robards T, Das A et al (2008) Climate change impacts on forest growth and tree mortality: a data-driven modeling study in the mixed-conifer forest of the Sierra Nevada, California. *Climatic Change* 87:S193-S213
- Beauregard F, de Blois S (2014) Beyond a Climate-Centric View of Plant Distribution: Edaphic Variables Add Value to Distribution Models. *Plos One* 9(3)
- Becker M (1977) Forêt française : pour une définition et une cartographie des stations. *Bulletin technique de l'Office national des forêts* 9:sept-19
- Becker M, Landmann G, Lévy G (1989) Silver fir decline in the vosges mountains (France): role of climate and silviculture. *Water Air and Soil Pollution* 48: 77-86
- Becker M, Le Goff N (1988) Diagnostic stationnel et potentiel de production. *Revue Forestière Française* XL, numéro spécial:29-43
- Benichou P, Le Breton O (1986) Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques: la méthode Aurelhy. *Agrométéorologie des régions de moyenne montagne'*, Toulouse:16-17
- Benichou P, Le Breton O (1987) Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La Météorologie* 7 eme série, n°19:12
- Benito-Garzon M, Leadley PW, Fernandez-Manjarres JF (2014) Assessing global biome exposure to climate change through the Holocene-Anthropocene transition. *Global Ecology and Biogeography* 23(2):235-244
- Benoit H (2022) Evaluating the pertinence of Species Distribution Models for predicting tree vulnerability to climate change, using a retrospective approach. In: rapport de stage d'enhénieur AgroParisTech 3eme année N. (ed). pp. 66
- Bentz BJ, Jönsson AM (2015) Modeling bark beetle responses to climate change. *Bark Beetles*. Elsevier, pp. 533-553
- Berdikulov B (2019) Inventory and comparison of GIS climatic maps to estimate recent soil water balance evolution at the European scale. In: *Mémoire de stage M2 du master AETPF*, pp. 31
- Bergès L, Balandier P (2010) Revisiting the use of soil water budget assessment to predict site productivity of sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) in the perspective of climate change. *European Journal of Forest Research* 129(2):199-208
- Bertrand R, Lenoir J, Piedallu C et al (2011) Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature* 479(7374):517-520
- Beven K (1981) KINEMATIC SUBSURFACE STORMFLOW. *Water Resources Research* 17(5):1419-1424
- BGCI (2019) GlobalTreeSearch. Botanic Gardens Conservation International. Richmond, UK.,
- Bierkens MFP, Finke P, Willigen P (2001) Upscaling and Downscaling Methods for Environmental Research. Dordrecht etc., Kluwer, 2000. *Dev. Plant Soil Sci.* 88, 190 pp 88
- Blyth EM, Finch J, Robinson M, Rosier P (2004) Can soil moisture be mapped onto the terrain? *Hydrology and Earth System Sciences* 8(5):923-930
- Boisvenue C, Running SW (2006) Impacts of climate change on natural forest productivity - evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12(5):862-882
- Bonan GB (2008) Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320(5882):1444-1449
- Bonneau M, Timbal J (1973) Définition et cartographie des stations. *Annales des sciences forestières* 30 (3):201-218
- Bontemps JD (2021) Inflation of wood resources in European forests: The footprints of a big-bang. *Plos One* 16(11)
- Bontemps JD, Herve JC, Dhote JF (2010) Dominant radial and height growth reveal comparable historical variations for common beech in north-eastern France. *Forest Ecology and Management* 259(8):1455-1463

- Bradshaw RH, Sykes MT (2014) Ecosystem dynamics: From the past to the future
- Bréda N (1999) L'indice foliaire des couverts forestiers: mesure, variabilité et rôle fonctionnel. *Revue Forestière Française* 51(2):135-150
- Breda N, Badeau V (2008) Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Geoscience* 340(9-10):651-662
- Bréda N, Granier A, Barataud F, Moyne C (1995) Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil* 172:17-27
- Brethes A (1989) La typologie des stations forestières : recommandations méthodologiques. pp. 7-27
- Brêthes A (1989) La typologie des stations forestières. recommandations méthodologiques. *Revue Forestière Française* XLI:7-27
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR et al (2015) Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519(7543):344-+
- Briswalter P (2020) Evaluation des zones vulnérables au changement de climat dans les sapinières du massif Vosgien. Nancy, pp. 23
- Briswalter P (2021) Calculs de cartes de températures et de précipitations prenant en compte la topographie locale sur la France. Nancy, pp. 44
- Brockhoff EG, Barbaro L, Castagneyrol B et al (2017) Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 26(13):3005-3035
- Bruand A, Fernandez PN, Duval O (2003) Use of class pedotransfer functions based on texture and bulk density of clods to generate water retention curves. *Soil Use and Management* 19(3):232-242
- Brunner I, Herzog C, Dawes MA, Arend M, Sperisen C (2015) How tree roots respond to drought. *Frontiers in Plant Science* 6
- Brunsdon C, Fotheringham AS, Charlton ME (1996) Geographically weighted regression: A new method for exploring spatial non-stationarity. *Geographical Analysis* 28(4):281-298
- Buisson L, Thuiller W, Casajus N, Lek S, Grenouillet G (2010) Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology* 16(4):1145-1157
- Buras A, Rammig A, Zang CS (2020) Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences* 17(6):1655-1672
- Cabon A, Mouillot F, Lempereur M, Ourcival JM, Simioni G, Limousin JM (2018) Thinning increases tree growth by delaying drought-induced growth cessation in a Mediterranean evergreen oak coppice. *Forest Ecology and Management* 409:333-342
- Cailleret M, Jansen S, Robert EMR et al (2017) A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality. *Global Change Biology* 23(4):1675-1690
- Canadell J, Jackson RB, Ehleringer JR, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED (1996) Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108(4):583-595
- Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sanchez G, Penuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108(4):1474-1478
- Case MJ, Lawler JJ (2016) Relative vulnerability to climate change of trees in western North America. *Climatic Change* 136(2):367-379
- CCRN (2016) Élaboration de cartes prédictives pour le choix des essences en contexte de changement climatique. Rapport de projet "Changement Climatique et Ressources Naturelles", Agroparitech 3eme année, pp. 68
- CCRN (2019) Étude de l'impact potentiel du changement climatique sur le dépérissement du Sapin pectiné dans la Vallée de la Doller. Rapport de projet "Changement Climatique et Ressources Naturelles", Agroparitech 3eme année, pp. 100
- CCRN (2021) Vulnérabilité des peuplements de sapins des forêts de la Vallée de la Doller face au changement climatique (Massif des Vosges, Haut Rhin). Rapport de projet "Changement Climatique et Ressources Naturelles", Agroparitech 3eme année, pp. 108
- Cecilio RA, da Silva KR, Xavier AC, Pezzopane JRM (2012) Method for spatialization of the climatic water balance elements. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 47(4):478-488

- Chaplot V, Walter C, Curmi P, Hollier-Larousse A (2000) The use of auxiliary geophysical data to improve a soil-landscape model. *Soil Science* 165(12):961-970
- Charney ND, Record S, Gerstner BE, Merow C, Zarnetske PL, Enquist BJ (2021) A Test of Species Distribution Model Transferability Across Environmental and Geographic Space for 108 Western North American Tree Species. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9
- Charru M, Seynave I, Herve JC, Bertrand R, Bontemps JD (2017) Recent growth changes in Western European forests are driven by climate warming and structured across tree species climatic habitats. *Annals of Forest Science* 74(2):1-34
- Charru M, Seynave I, Morneau F, Rivoire M, Bontemps JD (2012) Significant differences and curvilinearity in the self-thinning relationships of 11 temperate tree species assessed from forest inventory data. *Annals of Forest Science* 69(2):195-205
- Cheab A, Badeau V, Boe J et al (2012) Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters* 15(6):533-544
- Chen C, Park T, Wang XH et al (2019) China and India lead in greening of the world through land-use management. *Nature Sustainability* 2(2):122-129
- Chen IC, Hill JK, Ohlemuller R, Roy DB, Thomas CD (2011) Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science* 333(6045):1024-1026
- Choat B, Brodribb TJ, Brodersen CR, Duursma RA, López R, Medlyn BE (2018) Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558(7711):531-539
- Choat B, Jansen S, Brodribb TJ et al (2012) Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491(7426):752-756
- Chuine I, Beaubien EG (2001) Phenology is a major determinant of tree species range. *Ecology Letters* 4(5):500-510
- Ciais P, Reichstein M, Viovy N et al (2005) Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature (London)* 437(7058)
- Cinotti B (1996) Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. *Revue forestière française* Vol. XLVIII ((6)):547-562
- Clark KL, Skowronski N, Hom J (2010) Invasive insects impact forest carbon dynamics. *Global Change Biology* 16(1):88-101
- Cluzeau C, Drapier J (2001) La base de données écologiques de l'IFN. Une approche factorielle et synthétique des écosystèmes forestiers. *Revue Forestière Française*(3-4):391-396
- Cochard H, Holtta T, Herbette S, Delzon S, Mencuccini M (2009) New Insights into the Mechanisms of Water-Stress-Induced Cavitation in Conifers. *Plant Physiology* 151(2):949-954
- Cochard H, Pimont F, Ruffault J, Martin-StPaul N (2021) SurEau: a mechanistic model of plant water relations under extreme drought. *Annals of Forest Science* 78(2)
- Coll L, Balandier P, Picon-Cochard C, Prevosto B, Curt T (2003) Competition for water between beech seedlings and surrounding vegetation in different light and vegetation composition conditions. *Annals of Forest Science* 60(7):593-600
- Collins M, R. Knutti, J. Arblaster, J.-L. Dufresne, T. Fichet, P. Friedlingstein, X. Gao, W.J. Gutowski, T. Johns, G. , Krinner MS, C. Tebaldi, A.J. Weaver and M. Wehner, (2013) Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. In: [Stocker T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University and Press C. U. (eds). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.,
- Coudun C, Gegout JC, Piedallu C, Rameau JC (2006) Soil nutritional factors improve models of plant species distribution: an illustration with *Acer campestre* (L.) in France. *Journal of Biogeography* 33(10):1750-1763
- Cramer W, Field CB (1999) Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Introduction. *Global Change Biology* 5(1):iii-iv
- Crimmins SM, Dobrowski SZ, Greenberg JA, Abatzoglou JT, Mynsberge AR (2011) Changes in Climatic Water Balance Drive Downhill Shifts in Plant Species' Optimum Elevations. *Science* 331(6015):324-327

- Crowther TW, Glick HB, Covey KR et al (2015) Mapping tree density at a global scale. *Nature* 525(7568):201
- Dale VH (1997) The relationship between land-use change and climate change. *Ecological Applications* 7(3):753-769
- Darcy H (1856) Les fontaines publiques de la ville de Dijon : exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau. In: Dalmont V. (ed). Paris,
- Davi H, Dufrene E, Granier A et al (2005) Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part II: Validation of the main processes from organ to stand scale. *Ecological Modelling* 185(2-4):387-405
- Davin EL, de Noblet-Ducoudre N, Friedlingstein P (2007) Impact of land cover change on surface climate: Relevance of the radiative forcing concept. *Geophysical Research Letters* 34(13)
- Davis KT, Dobrowski SZ, Holden ZA, Higuera PE, Abatzoglou JT (2019) Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. *Ecography* 42(1):1-11
- de Coligny F, Dufour S, Dreyfus P, Courbaud B, Auclair D (2010) CAPSIS: Computer-Aided Projection for Strategies In Silviculture. In Falcao. AO, Rosset. C (eds.) Proceedings of the Workshop on Decision Support Systems in Sustainable Forest Management. Lisbon, April 2010. OP2
- De Frenne P, Lenoir J, Luoto M et al (2021) Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology* 27(11):2279-2297
- De Frenne P, Zellweger F, Rodríguez-Sánchez F et al (2019) Global buffering of temperatures under forest canopies. *Nature Ecology & Evolution* 3(5):744-749
- de Jong R, Verbesselt J, Schaepman ME, de Bruin S (2012) Trend changes in global greening and browning: contribution of short-term trends to longer-term change. *Global Change Biology* 18(2):642-655
- De Lombaerde E, Vangansbeke P, Lenoir J et al (2022) Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. *Science of the Total Environment* 810
- de Rigo D, Libertà G, Houston Durrant T, Artés Vivancos T, San-Miguel-Ayanz J (2017) Forest fire danger extremes in Europe under climate change: variability and uncertainty, ISBN: 978-92-79-77046-3 Luxembourg
- del Castillo EM, Zang CS, Buras A et al (2022) Climate-change-driven growth decline of European beech forests. *Communications Biology* 5(1)
- Desantis LRG, Bhotika S, Williams K, Putz FE (2007) Sea-level rise and drought interactions accelerate forest decline on the Gulf Coast of Florida, USA. *Global Change Biology* 13(11):2349-2360
- Diekmann M (2003) Species indicator values as an important tool in applied plant ecology: A review. *Basic and Applied Ecology* 4(6):493-506
- Dittmar C, Zech W, Elling W (2003) Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe - a dendroecological study. *Forest Ecology and Management* 173:63-78
- Djebou DCS, Singh VP, Frauenfeld OW (2015) Vegetation response to precipitation across the aridity gradient of the southwestern United states. *Journal of Arid Environments* 115:35-43
- Donat MG, Sillmann J, Fischer EM (2020) Changes in climate extremes in observations and climate model simulations. From the past to the future
- Douguedroit A Les topoclimats thermiques en moyenne montagne. In: INRA (ed) Agrométéorologie des régions de moyene montagne, Toulouse 1986. vol 39. p. 196-212
- Doyle TW, Krauss KW, Conner WH, From AS (2010) Predicting the retreat and migration of tidal forests along the northern Gulf of Mexico under sea-level rise. *Forest Ecology and Management* 259(4):770-777
- Dufrene E, Davi H, Francois C, le Maire G, Le Dantec V, Granier A (2005) Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling* 185(2-4):407-436
- Dumé G (1995) 20 ans de typologie des stations forestières. *Forêt-Entreprise* 102:23-29
- Durand Y, Brun E, Merindol L, Guyomarc'h G, Lesaffre B, Martin E (1993) A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology* 18:65-71
- Dyderski MK, Paź S, Frelich LE, Jagodziński AM (2018) How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24(3):1150-1163

- Easterling DR, Meehl GA, Parmesan C, Changnon SA, Karl TR, Mearns LO (2000) Climate extremes: Observations, modeling, and impacts. *Science* 289(5487):2068-2074
- EEA EEA (2016) European forest ecosystems, State and trends. pp. 123
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40:677-697
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W, Paulißen D (1992) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*
- Ellison D, Morris CE, Locatelli B et al (2017) Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 43:51-61
- Europe F (2015) State of Europe's forests Madrid: Ministerial Conference for the Protection of Forests in Europe,
- Fady B, Davi H, Martin-StPaul N, Ruffault J (2021) Caution needed with the EU forest plantation strategy for offsetting carbon emissions. *New Forests* 52(5):733-735
- FAO (2010) Global forest resource assessment 2010. In: 163 R. (ed). ONU, Roma,
- FAO (2018) Global forest products, facts and figures. pp. 18
- FAO (2020) Global Forest Resources Assessment Rome, 169 p.
- Farley KA, Jobbagy EG, Jackson RB (2005) Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11(10):1565-1576
- Favre C, Grel A, Granier E, Cosserat-Mangeot R, Bachacou J, Dupouey JL (2013) Digitalisation des cartes anciennes. Manuel pour la vectorisation de l'usage des sols et le géoréférencement des minutes, 1(40,000). pp. 40
- Filahi H (2019) Evaluation de la pertinence des cartes prédictives de température locale pour le choix des essences. Etude de l'effet de la topographie locale sur la température. In: Rapport de stage M2 de l'école Hassania des travaux publics c., Maroc (ed). pp. 81
- Fontes L, Bontemps JD, Bugmann H et al (2010) Models for supporting forest management in a changing environment. *Forest Systems* 19:8-29
- Forzieri G, Girardello M, Ceccherini G et al (2021) Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. *Nature Communications* 12(1)
- Fotheringham AS, Brunsdon C, Charlton ME (2002) Geographically weighted regression: The analysis of spatially varying relationships. Wiley, Chichester, UK
- Franklin J (2010) Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16(3):321-330
- Freeman BG, Lee-Yaw JA, Sunday JM, Hargreaves AL (2018) Expanding, shifting and shrinking: The impact of global warming on species' elevational distributions. *Global Ecology and Biogeography* 27(11):1268-1276
- Garbaye J, Leroy PH, Le Tacon F, Lévy G (1970) Réflexions sur une méthode d'études des relations entre facteurs écologiques et caractéristiques des peuplements. *Annales des Sciences Forestières* 27(3): 303-321
- Garnier E, Navas ML (2012) A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32(2):365-399
- Garzon MB, Robson TM, Hampe A (2019) Delta TraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity. *New Phytologist* 222(4):1757-1765
- Gates DM (ed) (1980) *Biophysical ecology*, New York
- Gaudin S (2008) La prise en compte des changements climatiques dans les guides de stations : première approche. *Forêt entreprise* 180:34-39
- Gaudin S, Piedallu C, Madrolles F, JB. R (2016) Les stations forestières : intérêts et limites des cartographies prédictives et par échantillonnage. *Forêt entreprise* 228(mai 2016):39-43
- Gazol A, Camarero J, Anderegg W, Vicente-Serrano S (2017) Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Global Ecology and Biogeography* 26(2):166-176

- Gégout J, Piedallu C, Cornu J, Cluzeau C (2008) La cartographie prédictive des stations forestières : un nouvel outil au service du gestionnaire. Predictive mapping for forest sites - A new tool for forest managers. *Revue Forestiere Francaise* 30(1):37-60
- Gégout JC, Coudun C, Bailly G, Jabiol B (2005) EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science* 16(2):257-260
- Gégout JC, Hervé JC, Houllier F, Pierrat JC (2003) Prediction of forest soil nutrient status using vegetation. *Journal of Vegetation Science* 14(1):55-62
- Gégout JC, Piedallu C, Cornu JF (2006) Cartographie prédictive des stations forestières du massif Vosgien. In: ECOFOR (ed), Forêt, vent et risque : des connaissances enrichies pour une meilleure gestion forestière.
- Gibelin A, Dubuisson B, Corre D et al (2014) Évolution de la température en France depuis les années 1950. Constitution d'un nouveau jeu de séries homogénéisées de référence. *La météorologie* 87:45-53
- Gornall J, Betts R, Burke E et al (2010) Implications of climate change for agricultural productivity in the early twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365(1554):2973-2989
- Gottfried M, Pauli H, Futschik A et al (2012) Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2(2):111-115
- Granier A, Badeau V, Bréda N (1995) Modélisation du bilan hydrique des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française* 47(spécial):59-68
- Grayson R, Western A (2001) Terrain and the distribution of soil moisture. *Hydrological Processes* 15(13):2689-2690
- Gregow H, Laaksonen A, Alper ME (2017) Increasing large scale windstorm damage in Western, Central and Northern European forests, 1951-2010. *Scientific Reports* 7
- Griscom BW, Adams J, Ellis PW et al (2017) Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114(44):11645-11650
- Gritti ES, Gaucherel C, Crespo-Perez MV, Chuine I (2013) How Can Model Comparison Help Improving Species Distribution Models? *Plos One* 8(7)
- Grunwald S, Thompson JA, Boettinger JL (2011) Digital Soil Mapping and Modeling at Continental Scales: Finding Solutions for Global Issues. *Soil Science Society of America Journal* 75(4):1201-1213
- Guariguata MR, Cornelius JP, Locatelli B, Forner C, Sanchez-Azofeifa GA (2008) Mitigation needs adaptation: Tropical forestry and climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 13(8):793-808
- Guisan A, Lehmann A, Ferrier S et al (2006) Making better biogeographic predictions of species distribution. *Journal of Applied Ecology* (special issue editorial) 43:386-392.
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9):993-1009
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2-3):147-186
- Gutschick VP, BassiriRad H (2003) Extreme events as shaping physiology, ecology , and evolution of plants : toward a unified definition and evaluation of their consequences. *Tansley Review, New Phytologist*(160):21-42
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas M-J, Nabuurs G-J, Zimmermann NE (2012) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change* 3:203
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R et al (2013) High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342(6160):850-853
- Harris NL, Gibbs DA, Baccini A et al (2021) Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change* 11(3)
- Hartling S, Sagan V, Sidike P, Maimaitijiang M, Carron J (2019) Urban Tree Species Classification Using a WorldView-2/3 and LiDAR Data Fusion Approach and Deep Learning. *Sensors* 19(6)
- Hartmann H, Moura CF, Anderegg WRL et al (2018) Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytologist* 218(1):15-28

- Hebert X (2017) Etude de la validité régionale et locale des modèles de températures dans le Grand Est. Mise en place d'un dispositif de mesure de la température dans les Vosges. In: Rapport de stage M2 du master ERE U. d. B. (ed). pp. 38
- Hember RA, Kurz WA, Coops NC (2017) Relationships between individual-tree mortality and water-balance variables indicate positive trends in water stress-induced tree mortality across North America. *Global Change Biology* 23(4):1691-1710
- Hempel JW, McBratney AB, Arrouays D, McKenzie NJ, Hartemink AE (2014) GlobalSoilMap project history
- Hengl T, Mendes de Jesus J, Heuvelink GBM et al (2017) SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE* 12(2):e0169748
- Herrero A, Rigling A, Zamora R (2013) Varying climate sensitivity at the dry distribution edge of *Pinus sylvestris* and *P. nigra*. *Forest Ecology and Management* 308:50-61
- Hesslerova P, Pokorny J, Brom J, Rejskova-Prochazkova A (2013) Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: Consequences for the local climate. *Ecological Engineering* 54:145-154
- Hicke JA, Logan J (2009) Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing* 30(17):4427-4441
- Hirt N (2019) Inventaire et comparaison des cartes prédictives disponibles caractérisant les propriétés des sols à différentes échelles. In: Riofrio-Dillon G. (ed). pp. 15
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL et al (2020) Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* 579(7797):80
- Hutchinson GE Concluding remarks. In: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 1957. vol 22. p. 415-427
- Hyvonen R, Agren GI, Linder S et al (2007) The likely impact of elevated CO₂, nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. *New Phytologist* 173(3):463-480
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK,
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- IPCC (2021) The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. . In: Climate Change [Masson-Delmotte V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L., Goldfarb M. I. G., M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield,, O. Yelekçi R. Cambridge University Press. In Press.,
- IPCC (2022) Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summary for Policymakers In: [H.-O. Pörtner D. C. R., E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. and Alegría M. C., S. Langsdorf, S. Lösckke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. (eds). Cambridge University Press. In Press,
- IUCN (2019) The IUCN red list of threatened species. Version 2019-2.
- Iverson LR, McKenzie D (2013) Tree-species range shifts in a changing climate: detecting, modeling, assisting. *Landscape Ecology* 28(5):879-889
- Iverson LR, Prasad AM (1998) Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs* 68(4):465-485
- Iverson LR, Thompson FR, Matthews S et al (2017) Multi-model comparison on the effects of climate change on tree species in the eastern US: results from an enhanced niche model and process-based ecosystem and landscape models. *Landscape Ecology* 32(7):1327-1346
- Iverson LRP, A. Schwartz, M.W. (1999) Modeling potential future individual tree-species distributions in the eastern United States under a climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecological Modelling* 115(1):77-93
- Jactel H, Meredieu C (2019) Évaluation et atténuation des risques multiples en forêts de plantation. *Forêt Entreprise* 249:39

- Joly D, Brossard T (2007) Contribution of environmental factors to temperature distribution at different resolution levels on the forefield of the Loven Glaciers, Svalbard. *Polar Record* 43(227):353-359
- Journe V, Barnagaud JY, Bernard C, Crochet PA, Morin X (2020) Correlative climatic niche models predict real and virtual species distributions equally well. *Ecology* 101(1)
- Kahmen A, Basler D, Hoch G et al (2022) Root water uptake depth determines the hydraulic vulnerability of temperate European tree species during the extreme 2018 drought. *Plant Biology* 24(7):1224-1239
- Karger DN, Conrad O, Böhner J et al (2017) Data Descriptor: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4
- Kasten F, Czeplak G (1980) Solar and terrestrial radiation dependent of the amount and type of cloud. *Solar energy* 24:177-189
- Kebli H, Riou-Nivert P, Rousselle Y, Perrier C (2022) Quelles sont en France les zones forestières conjuguant enjeu de production et vulnérabilité au changement climatique ? *Rendez vous techniques* 74:5-12
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas JV, Grainger A, Lindquist E (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352:9-20
- Köble R, Seufert G Novel maps for forest tree species in Europe. In: *Proceedings of the 8th European Symposium on the Physico-Chemical Behaviour of Air Pollutants: "A Changing Atmosphere!"*, Torino, Italy 2001.
- Kramer K, Degen B, Buschbom J et al (2010) Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change-Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259(11):2213-2222
- Kreuzwieser J, Gessler A (2010) Global climate change and tree nutrition: influence of water availability. *Tree Physiology* 30(9):1221-1234
- Krinner G, Viovy N, de Noblet-Ducoudre N et al (2005) A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19(1)
- Kunz M, Sander J, Kottmeier C (2009) Recent trends of thunderstorm and hailstorm frequency and their relation to atmospheric characteristics in southwest Germany. *International Journal of Climatology* 29(15):2283-2297
- Latham PA, Zuuring HR, Coble DW (1998) A method for quantifying vertical forest structure. *Forest Ecology and Management* 104(1):157-170
- Lausch A, Heurich M, Fahse L (2013) Spatio-temporal infestation patterns of *Ips typographus* (L.) in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Ecological Indicators* 31:73-81
- Lawrence D, Vandecar K (2015) Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Climate Change* 5(1):27-36
- Le Page Y, Hurtt G, Thomson AM et al (2013) Sensitivity of climate mitigation strategies to natural disturbances. *Environmental Research Letters* 8(1)
- Lebourgeois F, Rathgeber C, Ulrich E (2010) Sensitivity of French temperature coniferous forests to climate variability and extreme events (*Abies alba*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*). *Journal of Vegetation Science* 21(2):364-376
- Lee X, Goulden ML, Hollinger DY et al (2011) Observed increase in local cooling effect of deforestation at higher latitudes. *Nature* 479(7373):384-387
- Leguédou S, Party JP, Dupouey JL et al (2011) La carte de végétation du CNRS à l'ère du numérique. *Cybergeo : European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage*, document 559
- Lemaire J (2017) BioClimSol, objectifs et fonctionnement. *Forêt entreprise* 218:4-6
- Lenoir J, Gegout JC, Guisan A et al (2010) Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography* 33(2):295-303
- Lenoir J, Gegout JC, Marquet PA, de Ruffray P, Brisse H (2008) A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320(5884):1768-1771
- Lenoir J, Svenning JC (2015) Climate-related range shifts - a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 38(1):15-28

- Liebig J (1840) Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultural und Physiologie (Organic chemistry in its applications to agriculture and physiology). Friedrich Vieweg und Sohn Publ. Co, Braunschweig, Germany
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S et al (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4):698-709
- Liu Y, Li Y, Li SC, Motesharrei S (2015) Spatial and Temporal Patterns of Global NDVI Trends: Correlations with Climate and Human Factors. *Remote Sensing* 7(10):13233-13250
- Loarie SR, Duffy PB, Hamilton H, Asner GP, Field CB, Ackerly DD (2009) The velocity of climate change. *Nature* 462(7276):1052-U111
- Lundquist JD, Pepin N, Rochford C (2008) Automated algorithm for mapping regions of cold-air pooling in complex terrain. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 113
- Lundquist JE (2019) Impacts of Bark Beetles on Ecosystem Values in Western Forests-Introduction. *Journal of Forestry* 117(2):136-137
- Luo HX, Wang LL, Fang JH, Li YP, Li HL, Dai SP (2016) NDVI, Temperature and Precipitation Variables and Their Relationships in Hainan Island from 2001 to 2014 Based on MODIS NDVI. In: Bian F. and Xie Y. (eds), *Geo-Informatics in Resource Management and Sustainable Ecosystem, Communications in Computer and Information Science*. Springer-Verlag Berlin, Berlin, pp. 336-344
- Luo Y, Chen HYH (2015) Climate change-associated tree mortality increases without decreasing water availability. *Ecology Letters* 18(11):1207-1215
- Luyssaert S, Marie G, Valade A et al (2018) Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* 562(7726):259-+
- Madrolles F, Reboul J, Piedallu C (2019) Pré-cartographie des stations forestières sur le Nord-Ouest de la France. *Forêt entreprise* 249:27-29
- Madrolles F, Reboul JB (2018) Guide de choix des essences en Normandie. pp. 212
- Maia VA, Santos ABM, De Aguiar-Campos N et al (2020) The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. *Science Advances* 6(51)
- Manion PD (1981) *Tree disease concepts*. Prentice-Hall
- Marinelli D, Paris C, Bruzzone L (2022) An Approach Based on Deep Learning for Tree Species Classification in LiDAR Data Acquired in Mixed Forest. *Ieee Geoscience and Remote Sensing Letters* 19
- Maringer J, Stelzer AS, Paul C, Albrecht AT (2021) Ninety-five years of observed disturbance-based tree mortality modeled with climate-sensitive accelerated failure time models. *European Journal of Forest Research* 140(1):255-272
- Marini L, Økland B, Jönsson AM et al (2017) Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography* 40(12):1426-1435
- Martinez-Alvarado O, Gray SL, Hart NCG, Clark PA, Hodges K, Roberts MJ (2018) Increased wind risk from sting-jet windstorms with climate change. *Environmental Research Letters* 13(4)
- Mathys AS, Brang P, Stillhard J, Bugmann H, Hobi ML (2021) Long-term tree species population dynamics in Swiss forest reserves influenced by forest structure and climate. *Forest Ecology and Management* 481
- Matías L, Pérez-Ramos IM, Gómez-Aparicio L (2019) Are northern-edge populations of cork oak more sensitive to drought than those of the southern edge? *Environmental and Experimental Botany* 163:78-85
- Mauri A, Girardello M, Strona G et al (2022) EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific Data* 9(1)
- Mc Cook LJ (1994) Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review. *Vegetatio* 110:115-147
- McBratney AB, Mendonca Santos ML, Minasny B (2003) On digital soil mapping. *geoderma* 117(1):3-52
- McDowell N, Pockman WT, Allen CD et al (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178(4):719-739
- McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira K et al (2020) Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science* 368(6494):964

- McKay DIA, Staal A, Abrams JF et al (2022) Exceeding 1.5 degrees C global warming could trigger multiple climate tipping points. *Science* 377(6611):1171-+
- McMahon SM, Parker GG, Miller DR (2010) Evidence for a recent increase in forest growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(8):3611-3615
- Meier AGM, Sanchez L, Salda GD et al (2008) Genetic control of the tree-ring response of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) to the 2003 drought and heat-wave in France. *Annals of Forest Science* 65(1)
- Michel A, Seidling W (2018) Forest Condition in Europe: 2018 Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). BFW Austrian Research Centre for Forests, Vienna, pp. 128
- Migas-Mazur R, Kycko M, Zwijacz-Kozica T, Zagajewski B (2021) Assessment of Sentinel-2 Images, Support Vector Machines and Change Detection Algorithms for Bark Beetle Outbreaks Mapping in the Tatra Mountains. *Remote Sensing* 13(16)
- Mitchell TD, Jones PD (2005) An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology* 25(6):693-712
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AGB, Worm B (2011) How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *Plos Biology* 9(8)
- Morin X, Bugmann H, de Coligny F et al (2021) Beyond forest succession: A gap model to study ecosystem functioning and tree community composition under climate change. *Functional Ecology* 35(4):955-975
- Morin X, Chuine I (2005) Sensitivity analysis of the tree distribution model PHENOFIT to climatic input characteristics: implications for climate impact assessment. *Global Change Biology* 11(9):1493-1503
- Morin X, Lechowicz MJ (2008) Contemporary perspectives on the niche that can improve models of species range shifts under climate change. *Biology Letters* 4(5):573-576
- Morin X, Thuiller W (2009) Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology* 90(5):1301-1313
- MTES Mdtées (2018) Le plan national d'adaptation au changement climatique PNACC 2. pp. 24 pages
- Muys B, Angelstam, P., Bauhus, J., , Bouriaud L, Jactel, H., Kraigher, H., Müller, J., Pettorelli, N., , Pötzelsberger E, Primmer, E., Svoboda, M., Thorsen, B.J., , Van Meerbeek K (2022) Forest Biodiversity in Europe. From Science to Policy. In: Institute. E. F. (ed).
- Nabuurs GJ, Lindner M, Verkerk PJ et al (2013) First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change* 3(9):792-796
- Neumann M, Mues V, Moreno A, Hasenauer H, Seidl R (2017) Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Global Change Biology* 23(11):4788-4797
- Nicoll BC, Gardiner BA, Peace AJ (2008) Improvements in anchorage provided by the acclimation of forest trees to wind stress. *Forestry* 81(3):389-398
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2000) A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology* 20:1823-1841
- Obladen N, Dechering P, Skiadaresis G et al (2021) Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307
- Ogaya R, Barbeta A, Basnou C, Penuelas J (2015) Satellite data as indicators of tree biomass growth and forest dieback in a Mediterranean holm oak forest. *Annals of Forest Science* 72(1):135-144
- Ols C, Bontemps JD (2021) Pure and even-aged forestry of fast-growing conifers under climate change: on the need for a silvicultural paradigm shift. *Environmental Research Letters* 16(2):5
- Ols C, Herve JC, Bontemps JD (2020) Recent growth trends of conifers across Western Europe are controlled by thermal and water constraints and favored by forest heterogeneity. *Science of the Total Environment* 742
- Ondo I, Burns J, Piedallu C (2017) Including the lateral redistribution of soil moisture in a supra regional water balance model to better identify suitable areas for tree species. *Catena* 153:207-218
- Padron RS, Gudmundsson L, Decharme B et al (2020) Observed changes in dry-season water availability attributed to human-induced climate change. *Nature Geoscience* 13(7):477

- Pan NQ, Feng XM, Fu BJ, Wang S, Ji F, Pan SF (2018) Increasing global vegetation browning hidden in overall vegetation greening: Insights from time-varying trends. *Remote Sensing of Environment* 214:59-72
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J et al (2011) A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045):988-993
- Panagos P, Van Liedekerke M, Jones A, Montanarella L (2012) European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy* 29(2):329-338
- Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421(6918):37-42
- Pauli H, Gottfried M, Dullinger S et al (2012) Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science* 336(6079):353-355
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12(5):361-371
- Pedersoli E (2019) Apport de l'usage ancien des sols pour la cartographie prédictive du pH bioindiqué des sols forestiers du Grand Est de la France. pp. 59
- Peng CH, Ma ZH, Lei XD et al (2011) A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. *Nature Climate Change* 1(9):467-471
- Penuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30(6):829-837
- Perugini L, Caporaso L, Marconi S et al (2017) Biophysical effects on temperature and precipitation due to land cover change. *Environmental Research Letters* 12(5)
- Peters GP, Andrew RM, Boden T et al (2013) COMMENTARY: The challenge to keep global warming below 2 degrees C. *Nature Climate Change* 3(1):4-6
- Petit-Cailleux C, Davi H, Lefevre F et al (2021) Tree Mortality Risks Under Climate Change in Europe: Assessment of Silviculture Practices and Genetic Conservation Networks. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9
- Pflug S, Voortman BR, Cornelissen JHC, Witte JPM (2021) The effect of plant size and branch traits on rainfall interception of 10 temperate tree species. *Ecohydrology* 14(8)
- Piedallu C, Cheret V, Denux JP et al (2019) Soil and climate differently impact NDVI patterns according to the season and the stand type. *Science of the Total Environment* 651:2874-2885
- Piedallu C, D. D, C. B, M. L, Gégout JC, R. P (2022a) Spatial vulnerability assessment of silver fir and Norway spruce dieback driven by climate warming. *Landscape ecology in revision*
- Piedallu C, Gégout J-C, Perez V, Lebourgeois F (2013) Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling: Soil water balance improves tree species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 22(4):470-482
- Piedallu C, Gégout J (2008) Efficient assessment of topographic solar radiation to improve plant distribution models. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(11):1696-1706
- Piedallu C, Gégout JC (2007) Multiscale computation of solar radiation for predictive vegetation modelling. *Annals of Forest Science* 64(8):899-909
- Piedallu C, Gégout JC, Bruand A, Seynave I (2011) Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands. *Geoderma* 160(3-4):355-366
- Piedallu C, Gégout JC, Cornu JF, Cluzeau C (2006) Cartographie prédictive des stations forestières du massif vosgien, élaboration, validation et applications. *Engref*, pp. 95
- Piedallu C, Gégout JC, Lebourgeois F, Seynave I (2016) Soil aeration, water deficit, nitrogen availability, acidity and temperature all contribute to shaping tree species distribution in temperate forests. *Journal of Vegetation Science* 27(2):387-399
- Piedallu C, Kochert T, Riofrio-Dillon G et al (2010) Projet 8 de la politique de qualité PEFC Lorraine 2007-2012« Assurer une récolte raisonnée des rémanents en forêt ». In: final R. (ed). Agroparistech, centre de Nancy - ONF, DT Lorraine, Nancy, France, pp. 46
- Piedallu C, Pedersoli E, Chaste E, Morneau F, Seynave I, Claude J (2022b) Optimal resolution of soil properties maps varies according to their geographical extent and location. *Geoderma* 412

- Piedallu C, Perez V, Gégout JC, Lebourgeois F, Bertrand R (2009) Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France. *Revue Forestière Française* 61(6)
- Piedallu C, Perez V, Seynave I, Gasparotto D, Gégout J (2014a) Le portail web SILVAE met à disposition des informations écologiques et forestières spatialisées. Actes du colloque REGEFOR 2013, *Revue Forestière Française* 4(2014):630-631
- Piedallu C, Perez V, Seynave I, Gasparotto D, Gégout J (2014b) Présentation du portail web SILVAE : Système d'Informations Localisées sur la Végétation, les Arbres, et leur Environnement. *Revue Forestière Française* 66(1):41-49
- Piedallu C, Richard J-B, Perez V et al (2014c) Cartographie de l'évolution du stock d'eau disponible pour la végétation des sols forestiers lorrains, dans un contexte de changement climatique. In: *AgroParisTech-DRAF-SERFOB r. d. é. (ed). pp. 55*
- Pielke RA, Avissar R (1990) Influence of Landscape structure on local and regional climate. *Landscape Ecology* 4(2-3):133-155
- Planton S, Deque M, Chauvin F, Terray L (2008) Expected impacts of climate change on extreme climate events. *Comptes Rendus Geoscience* 340(9-10):564-574
- Podlaski R (2021) Variability in radial increment can predict an abrupt decrease in tree growth during forest decline: Tree-ring patterns of *Abies alba* Mill. in near-natural forests. *Forest Ecology and Management* 479
- Popkin G (2019) The forest question. *Nature* 565(7739):280-282
- Praveen B, Sharma P (2019) A review of literature on climate change and its impacts on agriculture productivity. *Journal of Public Affairs* 19(4)
- Pretzsch H, Grams T, Haberle KH, Pritsch K, Bauerle T, Rotzer T (2020) Growth and mortality of Norway spruce and European beech in monospecific and mixed-species stands under natural episodic and experimentally extended drought. Results of the KROOF throughfall exclusion experiment. *Trees-Structure and Function* 34(4):957-970
- Qiu S, Xu M, Li RQ et al (2015) Climatic information improves statistical individual-tree mortality models for three key species of Sichuan Province, China. *Annals of Forest Science* 72(4):443-455
- Quetin GR, Swann ALS (2017) Empirically Derived Sensitivity of Vegetation to Climate across Global Gradients of Temperature and Precipitation. *Journal of Climate* 30(15):5835-5849
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y et al (2008) Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47(1):92-107
- Rameau JC, Mansion D, Dumé G (1989) *Flore forestière française - guide écologique illustré - tome 1 : plaines et collines. Institut pour le Développement, Paris*
- Rameau JC, Mansion D, Dumé G (1993) *Flore forestière française - guide écologique illustré - tome 2 : montagnes. Institut pour le Développement, Paris*
- Rameau JC, Mansion D, Dumé G, C. G (2008) *Flore forestière française - guide écologique illustré - tome 3 : région méditerranéenne. Institut pour le Développement, Paris*
- Rammig A, Lapola DM (2021) The declining tropical carbon sink. *Nature Climate Change* 11(9):727-728
- Randin CF, Dirnböck T, Dullinger S, Zimmermann NE, Zappa M, Guisan A (2006) Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography* 33:1689-1703
- Ravazzi C (2002) Late Quaternary history of spruce in southern Europe. *Review of Palaeobotany and Palynology* 120(1-2):131-177
- Ray d, Reynolds K, Slade J, FHodge S (2004) A spatial solution to ecological site classification for British Forestry using ecosystem management decision support. Available from http://www.geocomputation.org/1998/37/gc_37.htm accessed Access Date Access Year)
- Reyer C (2015) Forest Productivity Under Environmental Change-a Review of Stand-Scale Modeling Studies. *Current Forestry Reports* 1(2):53-68
- Reyer CPO, Brouwers N, Rammig A et al (2015) Forest resilience and tipping points at different spatio-temporal scales: approaches and challenges. *Journal of Ecology* 103(1):5-15

- Richard J, Piedallu C, Gaudin S, Legay M (2013) Utilisation des cartes prédictives pour améliorer la prise en compte de la réserve hydrique dans le choix des essences. *revue forestière Française* LXV, janvier-février 2013:37-56
- Rigling A, Bigler C, Eilmann B et al (2013) Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Global Change Biology* 19(1):229-240
- Riofrio-Dillon G (2010) Predictive mapping of pH at fine resolution at regional scale. *Agroparistech-engref*,19p
- Riou-Nivert P (2008) Changement climatique, préparer l'avenir. *Forêt entreprise* 182:17-29
- Rivers MC, Beech, E., Bazos, I., Bogunić, F., Buirra, A., Caković, D., Carapeto, A., Carta, A., Cornier, B., Fenu, G., , Fernandes F, Fraga, P., Garcia Murillo, P.J., Lepší, M., Matevski, V., Medina, F.M., Menezes de Sequeira, M., , Meyer N, Mikoláš, V., Montagnani, C., Monteiro-Henriques, T., Naranjo Suárez, J., Orsenigo, S., Petrova, A., , Reyes-Betancort JA, Rich, T., Salvesen, P.H., Santana López, I., Scholz, S., Sennikov, A., Shuka, L., Silva, L.F., , Thomas P, Troia, A., Villar, J.L., Allen, D.J. (2019) European Red List of Trees. IUCN. Cambridge, UK and Brussels, Belgium.,
- Roecker SM, Thompson JA (2010) Scale Effects on Terrain Attribute Calculation and Their Use as Environmental Covariates for Digital Soil Mapping. In: Boettinger J. L., Howell D. W., Moore A. C., Hartemink A. E., KienastBrown S. (eds), *Digital Soil Mapping: Bridging Research, Environmental Application, and Operation*, Progress in Soil Science. pp. 55-66
- Rogers BM, Jantz P, Goetz SJ (2017) Vulnerability of eastern US tree species to climate change. *Global Change Biology* 23(8):3302-3320
- Rorison IH, Sutton F, Hunt R (1986) Local climate, topography and plant-growth in Latkill-Dale NNR. A 12 year summary of solar radiation and temperature. *Plant Cell and Environment* 9(1):49-56
- Rosenzweig ML (1987) Habitat selection as a source of biological diversity. *Evolutionary Ecology* 1(4):315-330
- 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
- Ruiz-Benito P, Benito-Garzon M, Garcia-Valdes R, Gomez-Aparicio L, Zavala MA (2013a) Application of ecological models for the analysis of the structure and dynamics of the Iberian forests in response to climate change
- Ruiz-Benito P, Lines ER, Gomez-Aparicio L, Zavala MA, Coomes DA (2013b) Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. *Plos One* 8(2)
- Santiago LS, Wright SJ, Harms KE et al (2012) Tropical tree seedling growth responses to nitrogen, phosphorus and potassium addition. *Journal of Ecology* 100(2):309-316
- Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Schuck A (2003) Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9(11):1620-1633
- Schwarzel K, Feger KH, Hantzschel J et al (2009) A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* 258(10):2163-2174
- Scott DF, Prinsloo FW (2008) Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. *Water Resources Research* 44
- Scull P, Franklin J, Chadwick OA, McArthur D (2003) Predictive soil mapping: a review. *Progress in Physical Geography* 27(2):171-197
- Seidl R, Schelhaas M-J, Rammer W, Verkerk PJ (2014a) Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4(9):806
- Seidl R, Schelhaas MJ, Rammer W, Verkerk PJ (2014b) Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4(9):806-810
- Seidl R, Thom D, Kautz M et al (2017) Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7:395
- Senf C, Buras A, Zang CS, Rammig A, Seidl R (2020) Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nature Communications* 11(1)
- Senf C, Pflugmacher D, Zhiqiang Y et al (2018) Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nat Commun* 9(1):4978

- Senf C, Seidl R (2021) Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nature Sustainability* 4(1):63-U102
- Seynave I, Gegout JC, Herve JC, Dhote JF (2008) Is the spatial distribution of European beech (*Fagus sylvatica* L.) limited by its potential height growth? *Journal of Biogeography* 35(10):1851-1862
- Seynave I, Gegout JC, Herve JC et al (2005) *Picea abies* site index prediction by environmental factors and understorey vegetation: a two-scale approach based on survey databases. *Canadian Journal of Forest Research* 35(7)
- Shi H, Tian HQ, Pan NQ et al (2021) Saturation of Global Terrestrial Carbon Sink Under a High Warming Scenario. *Global Biogeochemical Cycles* 35(10)
- Shugart HH, Prentice IC (1992) Individual tree based models of forest dynamics and their application in global change research. In: Shugart H. H., Leemans R., Bonan G. B. (eds), *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, New York, NY, USA, pp. 313-333
- Sinclair WA (1965) Comparisons of recent declines of white ash, oaks, and sugar maple in northeastern woodlands. *Cornell Plant* 20:62-67
- Sohn JA, Saha S, Bauhus J (2016) Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 380:261-273
- Sokal RL, Rohlf FJ (1995) *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Co., San Francisco
- Solarik KA, Messier C, Ouimet R, Bergeron Y, Gravel D (2018) Local adaptation of trees at the range margins impacts range shifts in the face of climate change. *Global Ecology and Biogeography* 27(12):1507-1519
- Sollins P (1998) Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: Does soil matter? *Ecology* 79(1):23-30
- Spiecker H (1995) Growth dynamics in a changing environment Long term observations. *Plant and Soil* 168-169:555-561
- Spracklen DV, Garcia-Carreras L (2015) The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophysical Research Letters* 42(21):9546-9552
- Stanke H, Finley AO, Domke GM, Weed AS, MacFarlane DW (2021) Over half of western United States' most abundant tree species in decline. *Nature Communications* 12(1)
- Stevens GC (1992) The elevational gradient in altitudinal range: An extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist* 140:893-911
- Stott P (2016) How climate change affects extreme weather events Research can increasingly determine the contribution of climate change to extreme events such as droughts. *Science* 352(6293):1517-1518
- Taccoen A (2019) Détermination de l'impact potentiel du changement climatique sur la mortalité des principales essences forestières européennes. UMR Silva, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRA
- Taccoen A, Piedallu C, Seynave I, Gegout-Petit A, Gegout JC (2022) Climate change-induced background tree mortality is exacerbated towards the warm limits of the species ranges. *Annals of Forest Science* 79(1)
- Taccoen A, Piedallu C, Seynave I et al (2021) Climate change impact on tree mortality differs with tree social status. *Forest Ecology and Management* 489
- Taccoen A, Piedallu C, Seynave I et al (2019) Background mortality drivers of European tree species: climate change matters. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 286(1900)
- Taszarek M, Allen JT, Marchio M, Brooks HE (2021) Global climatology and trends in convective environments from ERA5 and rawinsonde data. *Npj Climate and Atmospheric Science* 4(1)
- Taylor KE, Stouffer RJ, Meehl GA (2012) An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93(4):485-498
- Teskey R, Wertin T, Bauweraerts I, Ameye M, McGuire MA, Steppe K (2015) Responses of tree species to heat waves and extreme heat events. *Plant Cell and Environment* 38(9):1699-1712
- Thauvin G (2011) *Essai de détermination des causes de dépérissements du Pin sylvestre et du Sapin pectiné à l'échelle de la France et des Alpes-Maritimes*. Agroparistech-Engref, Nancy, France, pp. 113 p
- Thompson IM, B.; McNulty, S.; Mosseler, A.; (2014) Forest resilience, biodiversity, and climate change: A synthesis of the biodiversity, resilience, stability relationship in forest ecosystems,. In: *Technical Series* Montreal,

- Thompson JA, Bell JC, Butler CA (2001) Digital elevation model resolution: effects on terrain attribute calculation and quantitative soil-landscape modeling. *Geoderma* 100(1-2):67-89
- Thornthwaite CW, Mather JR (1955) The water balance. Laboratory of Climatology, Publication in Climatology. n°8
- Thorpe H, Daniels L (2012) Long-term trends in tree mortality rates in the Alberta foothills are driven by stand development. *Canadian Journal of Forest Research* 42(9):1687-1696
- Thuiller W (2013) On the importance of edaphic variables to predict plant species distributions - limits and prospects. *Journal of vegetation science* 24(4):591-592
- Thuiller W, Lavorel S, Araujo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005a) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(23):8245-8250
- Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005b) Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(23):8245-8250
- Thuiller W, Lavorel S, Sykes MT, Araujo MB (2006) Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions* 12(1):49-60
- Tichehurst JL, Cresswell HP, Jakeman AJ (2003) Using a physically based model to conduct a sensitivity analysis of subsurface lateral flow in south-east Australia. *The Modelling of Hydrologic Systems* 18(8-9):729-740
- Toigo M, Vallet P, Perot T, Bontemps JD, Piedallu C, Courbaud B (2015) Overyielding in mixed forests decreases with site productivity. *Journal of Ecology* 103(2):502-512
- Trouve R, Bontemps JD, Collet C, Seynave I, Lebourgeois F (2017) Radial growth resilience of sessile oak after drought is affected by site water status, stand density, and social status. *Trees-Structure and Function* 31(2):517-529
- Turc L (1961) Evaluation des besoins en eau d'irrigation et évaporation potentielle. *Annales agronomiques* 12:13-49
- Tyrrell ML, Ross J, Kelty M (2012) Managing forest carbon in a changing climate. In: Springer (ed). pp. 77-107
- Ulrich E (1995) Le réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue Forestière Française* 47(2):107-124
- Urli M, Porte AJ, Cochard H, Guengant Y, Burlett R, Delzon S (2013) Xylem embolism threshold for catastrophic hydraulic failure in angiosperm trees. *Tree Physiology* 33(7):672-683
- USDA (1972) SCS (Soil Conservation Service) National Engineering Handbook. Section 4, Hydrology. Washington, DC: USDA.
- USGCRP (2018) Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II. In: [Reidmiller D. R., C.W. Avery, D.R. Easterling, K.E. Kunkel, K.L.M. Lewis, T.K. Maycock, and B.C. Stewart (eds.)]. (ed). U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, , pp. 1515
- Valladares F, Matesanz S, Guilhaumon F et al (2014) The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology Letters* 17(11):1351-1364
- Vallet L, Schwartz, M., Ciais, P., van Wees, D., de Truchis, A., and Mouillot, F (2022) Lilian Vallet, Martin Schwartz, Philippe Ciais, Dave van Wees, Aurelien de Truchis, and Florent Mouillot. *egosphere preprint*(529)
- van der Ent RJ, Savenije HHG, Schaefli B, Steele-Dunne SC (2010) Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research* 46
- van Mantgem PJ, Stephenson NL, Byrne JC et al (2009) Widespread Increase of Tree Mortality Rates in the Western United States. *Science* 323(5913):521-524
- Vanderlinden K, Giraldez JV, Van Meirvenne M (2005) Soil water-holding capacity assessment in terms of the average annual water balance in Southern Spain. *Vadose Zone Journal* 4(2):317-328
- Vanoni M, Bugmann H, Notzli M, Bigler C (2016) Drought and frost contribute to abrupt growth decreases before tree mortality in nine temperate tree species. *Forest Ecology and Management* 382:51-63
- Vaysse K, Arrouays D, McKenzie NJ, Coste S, Lagacherie P (2014) Estimation of GlobalSoilMap.net grids cells from legacy soil data at the regional scale in Southern France

- Verbesselt J, Robinson A, Stone C, Culvenor D (2009) Forecasting tree mortality using change metrics derived from MODIS satellite data. *Forest Ecology and Management* 258(7):1166-1173
- Vidal C, Alberdi I, Redmond J, Vestman M, Lanz A, Schadauer K (2016) The role of European National Forest Inventories for international forestry reporting. *Annals of Forest Science* 73(4):793-806
- Vidal JP, Martin E, Franchisteguy L, Baillon M, Soubeyroux JM (2010) A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology* 30(11):1627-1644
- Vié J-C, Hilton-Taylor, C. et Stuart (2011) La vie sauvage dans un monde en mutation – La Liste rouge de l’UICN des espèces menacées: Analyse de la Liste 2008. In: (eds). S. N. (ed). IUCN Gland, Suisse,
- Vigiak O, Sterk G, Warren A, Hagen LJ (2003) Spatial modeling of wind speed around windbreaks. *Catena* 52(3-4):273-288
- Villiers T (2011) Cartographie prédictive à haute résolution spatiale de la réserve utile maximale du sol dans le Nord-Est de la France. Agroparistech-Engref, Nancy, France, pp. 69
- Viviroli D, Weingartner R (2004) The hydrological significance of mountains: from regional to global scale. *Hydrology and Earth System Sciences* 8(6):1016-1029
- Viviroli D, Zappa M, Gurtz J, Weingartner R (2009) An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. *Environmental Modelling & Software* 24(10):1209-1222
- Vizcaino-Palomar N, Gonzalez-Munoz N, Gonzalez-Martinez SC, Alia R, Garzon MB (2019) Most Southern Scots Pine Populations Are Locally Adapted to Drought for Tree Height Growth. *Forests* 10(7)
- Walther GR (2004) Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 6(3):169-185
- Wang JA, Baccini A, Farina M, Randerson JT, Friedl MA (2021) Disturbance suppresses the aboveground carbon sink in North American boreal forests. *Nature Climate Change* 11(5):435-+
- Western AW, Zhou S-L, Grayson RB, McMahon TA, Blöschl G, Wilson DJ (2004) Spatial correlation of soil moisture in small catchments and its relationship to dominant spatial hydrological processes. *Journal of Hydrology* 286(1):113-134
- Weyman DR (1973) Measurements of the downslope flow of water in a soil. *Journal of Hydrology* 20(3):267-288
- Williams JW, Jackson ST, Kutzbach JE (2007) Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(14):5738-5742
- Wilson SM, Pyatt DG, Malcolm DC, Connolly T (2001) The use of ground vegetation and humus type as indicators of soil nutrient regime for an ecological site classification of British forests. *Forest Ecology and Management* 40(2-3):101-116
- Xu HQ, Wang YF, Guan HD, Shi TT, Hu XS (2019) Detecting Ecological Changes with a Remote Sensing Based Ecological Index (RSEI) Produced Time Series and Change Vector Analysis. *Remote Sensing* 11(20)
- Yu KL, Ciais P, Seneviratne SI et al (2022) Field-based tree mortality constraint reduces estimates of model-projected forest carbon sinks. *Nature Communications* 13(1)
- Yu M, Rivera-Ocasio E, Heartsill-Scalley T, Davila-Casanova D, Rios-Lopez N, Gao Q (2019) Landscape-Level Consequences of Rising Sea-Level on Coastal Wetlands: Saltwater Intrusion Drives Displacement and Mortality in the Twenty-First Century. *Wetlands* 39(6):1343-1355
- Zeng ZZ, Ziegler AD, Searchinger T et al (2019) A reversal in global terrestrial stilling and its implications for wind energy production. *Nature Climate Change* 9(12):979
- Zhang J, Huang S, He F (2015) Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112(13):4009-4014
- Zhu ZC, Piao SL, Myneni RB et al (2016) Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change* 6(8):791
- Zierl B (2001) A water balance model to simulate drought in forested ecosystems and its application to the entire forested area in Switzerland. *Journal of Hydrology* 242(1-2):115-136