



2025 • SURVEILLANCE



CONSERVATOIRE
BOTANIQUE
NATIONAL
SUD-ATLANTIQUE

CONSERVATOIRE
BOTANIQUE
NATIONAL
MASSIF CENTRAL

SUIVI DE LA FLORE DES FORÊTS À HÊTRE DE PLAINES EN NOUVELLE-AQUITAINE

Evolution à court terme (2020-2025) et étude du microclimat
forestier

les sentinelles du climat



SUIVI DE LA FLORE DES FORÊTS À HÊTRE DE PLAINES EN NOUVELLE-AQUITAINE

Evolution à court terme (2020-2025) et étude du microclimat forestier

RÉDACTION et ANALYSES

CHATEIGNER Chloë et ROMEYER Kévin (CBN Sud-Atlantique)

CONTRIBUTIONS

BERNARD Emilie (CBN Sud-Atlantique), CELLE Jaoua, CHAMMARD Emilie, MAILLET Nathalie (CBN Massif Central), DUDIT Jennifer (Université de Bordeaux)

COORDINATION TECHNIQUE ET SCIENTIFIQUE

ROMEYER Kévin et LAFON Pierre (CBN Sud-Atlantique)

DIRECTION SCIENTIFIQUE

CAZE Grégory

RELECTURE

PONTAGNIER Cécile

Remerciements

Nous tenons à remercier en premier lieu l'Office National des Forêts (ONF) pour son soutien logistique dans le déploiement et le maintien de ce réseau de surveillance. Nous remercions chaleureusement l'équipe de l'Université de Bordeaux (Jennifer Dudit, Didier Alard et Marie-Lise Benot) qui réalise les suivis sur les sites RENECOFOR de Nouvelle-Aquitaine, pour la session de calibration sur le terrain et le partage de données. Un grand merci à Jérôme Ogée (INRAE) pour sa réactivité et sa disponibilité pour répondre à nos questions sur la manipulation de données météorologiques et pour la transmission de données complémentaires. Merci à Michaël Guillon (Cistude Nature), coordinateur du programme « Sentinelles du climat », pour les échanges sur les données Météo France et pour son soutien. Enfin, nous remercions Vincent Jung (Université de Rennes) pour son accompagnement et sa disponibilité au cours du stage de Chloë.

Référencement bibliographique

CHATEIGNER C. et ROMEYER K., 2025 - *Suivi de la flore des forêts à Hêtre de plaines en Nouvelle-Aquitaine - Evolution à court terme (2020-2025) et étude du microclimat forestier*. Conservatoire botanique national Sud-Atlantique (coord.), Audenge et Conservatoire botanique national du Massif Central, Chavaniac-Lafayette. 36 p. + annexes.

Illustrations

Première de couverture : Hêtraie-chênaie à Garance voyageuse en forêt domaniale d'Aulnay (Vinax, 17), K. Romeyer -
Quatrième de couverture : *Euphorbia hyberna* en forêt de Mixe (Orègue, 64), K. Romeyer

PARTENAIRES FINANCIERS

Ce travail a été financé par la Région Nouvelle-Aquitaine ainsi que l'Europe via des fonds FEDER dans le cadre du programme « Les Sentinelles du climat ».



Union Européenne

**La Nouvelle-Aquitaine et l'Europe
agissent ensemble pour votre territoire**



RÉGION
Nouvelle-Aquitaine

les sentinelles du climat



Partenaires financiers du Syndicat mixte du CBNSA :



Sommaire

INTRODUCTION	4
L'impact du réchauffement climatique sur la biodiversité, un phénomène global	4
Contexte régional	4
Les Sentinelles du climat.....	4
I. OBJET D'ETUDE : LES HETRAIES DE PLAINES	5
I.1 LES HETRAIES DE PLAINES ET LEUR SENSIBILITE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE	5
I.2 LES DIFFERENTES ECHELLES CLIMATIQUES : MECANISMES ET ENJEUX D'ETUDE.....	6
II. MATERIELS ET METHODES	7
II.1 RESEAU DE SURVEILLANCE DES HETRAIES DE PLAINES DE NOUVELLE-AQUITAINE.....	7
II.2 ECHANTILLONNAGE DES SITES ET METHODE DE COLLECTE	8
II.2.1 Principes généraux.....	8
II.2.2 Protocole de suivi de la flore vasculaire	10
II.2.3 Protocole de suivi des bryophytes.....	11
<i>Bryophytes corticoles</i>	11
<i>Bryophytes saprolignicoles</i>	11
<i>Bryophytes terricoles et humicoles</i>	12
II.3 PREPARATION DES DONNEES FLORISTIQUES	12
II.3.1 Compilation des données d'abondance-dominance	12
II.3.2 Compilation des données de traits de vie	12
II.4 PREPARATION DES DONNEES METEO	13
II.5 ANALYSES STATISTIQUES.....	14
II.5.1 Analyse Factorielle des Correspondances	14
II.5.2 Indices de dissimilarité	14
II.5.3 Calcul du <i>Community Temperature Index</i> et de la dette climatique.....	14
II.5.4 Analyses diachroniques	14
III. RÉSULTATS	16
III.1 EVOLUTION GENERALE DES COMMUNAUTES VEGETALES	16
III.1.1 Aperçu global de la tendance d'évolution	16
III.1.2 Evolution de la composition des communautés	16
III.1.3 Evolution d'occurrence et d'abondance des espèces	18
III.2 EVOLUTION DES PARAMETRES ECOLOGIQUES.....	19
III.2.1 Indice de luminosité	19
III.2.2 Indice d'humidité atmosphérique	19
III.2.2 <i>Community Temperature Index</i> (CTI).....	20
III.3 REGENERATION DU HETRE	21
III.4 ANALYSE DES DONNEES CLIMATIQUES	22
III.4.1 Dette climatique annuelle	22
III.4.2 Comparaisons saisonnières des échelles climatiques.....	23
<i>Températures moyennes et maximales</i>	23
<i>Vapor Pressure Deficit moyen et maximal</i>	23
<i>Comparaisons interannuelles des échelles climatiques pour les valeurs estivales extrêmes de la température et du VPD</i>	24
<i>Relation entre les températures maximales microclimatiques et macroclimatiques</i>	25

IV. DISCUSSION.....	26
IV.1 COMPOSITION ET FONCTIONNEMENT DES COMMUNAUTES VEGETALES	26
IV.1.1 Dynamique de maturation forestière.....	26
IV.1.2 Evolution du processus de thermophilisation	26
IV.1.3 Evolution de la régénération du hêtre	27
IV.2 ETUDE DES VARIABLES CLIMATIQUES	28
IV.2.1 Effet tampon du microclimat.....	28
IV.2.2 Variations intra et interannuelles des variables climatiques.....	29
IV.3 LIMITES GENERALES DE L'ETUDE ET PERSPECTIVES	30
V. CONCLUSION	31
BIBLIOGRAPHIE	32
ANNEXES.....	37
ANNEXE 1 : NOTE SUR L'OPTIMISATION DU PROTOCOLE DE SUIVI FLORISTIQUE EN FORETS A HETRE	38
ANNEXE 2 : SYNTHESE DES SITES DE SUIVI DE HETRAIES DE PLAINE DE NOUVELLE-AQUITAINE.....	43
ANNEXE 3 : BORDEREAU DE SUIVI FLORE VASCULAIRE EN HETRAIS DE PLAINES	44
ANNEXE 4 : BORDEREAU DE SUIVI DES BRYOPHYTES EN HETRAIS DE PLAINES	48
ANNEXE 5 : COURBE ISSUE DU MODELE ADDITIF GENERALISE, ILLUSTRANT LA RELATION NON LINEAIRE ENTRE L'INDICE DE TEMPERATURE DE LA BASE ECOPLANT (°C) (GEGOUT ET AL., 2005) ET L'INDICE DE TEMPERATURE EIVE (DENGLER ET AL., 2023)	53
ANNEXE 6 : TABLEAU D'EVOLUTION DE L'OCCURRENCE ET DE L'ABONDANCE MOYENNE DES ESPECES EN SOUS-BOIS DE HETRAIES ENTRE 2020 ET 2025	54
ANNEXE 7 : TABLEAU DES RESULTATS D'ANALYSES POUR LES DONNEES DE VEGETATION	59
ANNEXE 8 : TABLEAU DES RESULTATS D'ANALYSES POUR LES DONNEES METEOROLOGIQUES.....	61
ANNEXE 9 : GRAPHIQUES REPRESENTANT LA RELATION LINEAIRE ENTRE LES TEMPERATURES MOYENNES, LES VPD MOYEN ET MAXIMAL (PRINTEMPS+ETE) AUX ECHELLES MACROCLIMATIQUE ET MICROCLIMATIQUE	62

INTRODUCTION

L'impact du réchauffement climatique sur la biodiversité, un phénomène global

Les changements climatiques actuels ont un impact notable sur la biodiversité, agissant à la fois sur la répartition, la génétique et la phénologie des espèces, mais aussi sur la structure et le fonctionnement des communautés (Peñuelas *et al.*, 2013, Wiens *et al.*, 2016 ; IPBES, 2019). Ces changements provoquent notamment une augmentation globale des températures, mais également de la fréquence des événements extrêmes comme les canicules, les incendies ou les épisodes de sécheresse (GIEC, 2023). Au niveau de la biodiversité végétale, cela peut mener à des modifications dans les cortèges floristiques, notamment par la thermophilisation, phénomène consistant en la colonisation des plantes vers le nord et en altitude, pouvant conduire à une homogénéisation des communautés (Borderieux, 2023). Un autre concept caractéristique de l'étude de l'impact du réchauffement climatique sur la végétation est celui de dette climatique. Celle-ci est définie par la différence de température moyenne observée en une année à une localisation précise et la température bioindicatrice par le cortège d'espèces floristiques présentes à cette même localisation (Lenoir *et al.*, 2013 ; Bertrand *et al.*, 2016).

Contexte régional

La région Nouvelle-Aquitaine, par son étendue et sa position géographique littorale, méridionale et en partie montagnarde, est exposée à de nombreuses menaces face au changement climatique (Réseau Action Climat, 2024). Ces dernières années, les épisodes de sécheresse ont représenté la plus impactante, avec une augmentation de leur durée et de leur intensité. La baisse des précipitations estivales ainsi qu'une augmentation des températures de 1,4°C depuis 1950 (*données MétéoFrance*) ont entraîné des déficits hydriques notables depuis 2018, particulièrement durant l'année 2022. Ces conditions climatiques accentuent la vulnérabilité d'un certain nombre d'habitats dans la région, telles que les zones de plaines, ou les zones plus exposées aux sécheresses, du fait de leurs conditions pédoclimatiques particulières (comme les sols sableux drainants dans les Landes par exemple) (CNPF, 2023).

Les Sentinelles du climat

C'est dans ce contexte, mêlant problématiques climatiques et déclin de la biodiversité, que le programme des Sentinelles du Climat a été déployé dans la région Nouvelle-Aquitaine, combinant ces deux problématiques environnementales majeures. Ce programme se décline à plusieurs échelles, en s'intégrant dans les politiques européennes, nationales et régionales, et se focalise sur une grande variété d'espèces, animales ou végétales. Les taxons étudiés montrent un intérêt régional ainsi qu'une sensibilité face au réchauffement climatique, par leur caractéristique physiologique ou par la vulnérabilité de leur habitat (Mallard, 2018 ; Mallard et Courdechet, 2019). Pour le volet flore et habitats, le Conservatoire botanique national (CBN) Sud-Atlantique travaille en partenariat avec le CBN du Massif central et le CBN des Pyrénées et de Midi-Pyrénées, dans l'étude de l'évolution floristique de différents habitats, dont ceux des hêtraies de plaines en lien avec le réchauffement climatique (Romeyer *et al.*, 2021a). Pour ce faire, le programme s'appuie sur un réseau de placettes permanentes, afin de mesurer l'évolution des communautés végétales de chaque habitat, et sur l'implantation des stations météorologiques propres à chaque site, pour observer les variations à l'échelle microclimatique.

I. OBJET D'ETUDE : LES HETRAIES DE PLAINES

I.1 LES HETRAIES DE PLAINES ET LEUR SENSIBILITE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

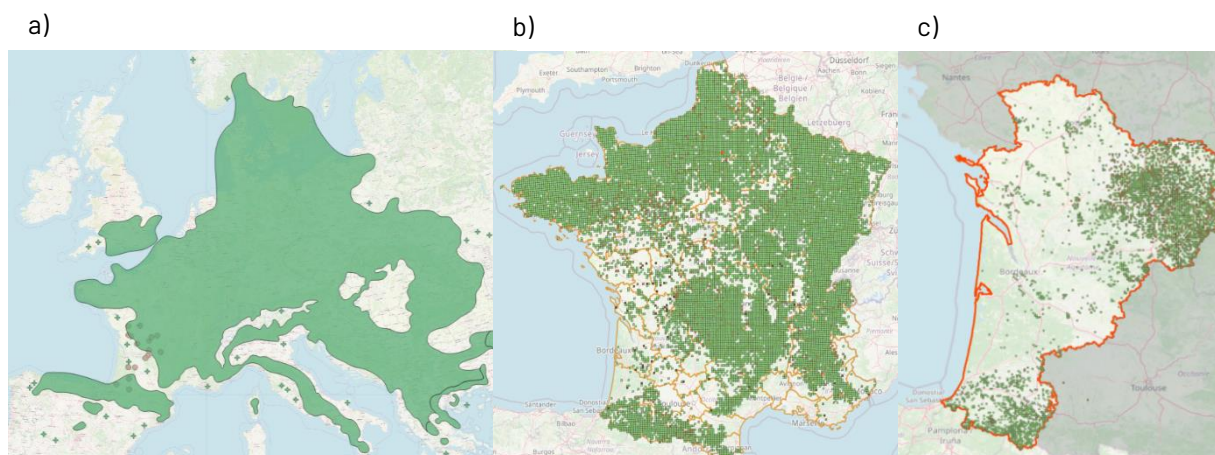


Figure 1 : Répartition de *Fagus sylvatica* a) en Europe (Aire d'indigénat, Caudullo et al., 2017), b) en France (issue d'un projet SI Flore Fonge Habitat des CBN, 2025) et c) en Nouvelle-Aquitaine (OBV-NA, 2025)

Le hêtre commun (*Fagus sylvatica*) est l'une des espèces d'arbres les plus communes en Europe, avec une aire de répartition s'étendant sur une grande partie du continent (Figure 1 a) et particulièrement au nord, à l'est et dans les massifs montagneux de la France (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** b). Avec ses espèces compagnes, il se retrouve alors dans les climats tempérés, à moyenne et basse altitude, dans des milieux frais exposés à des précipitations relativement régulières et importantes, ainsi qu'à des températures modérées (Rameau et al., 2018). En ce sens, *Fagus sylvatica* est principalement présent à l'étage collinéen dans le nord de la France (Rameau et al., 2018) **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** ou à l'étage montagnard et collinéen supérieur en Nouvelle-Aquitaine (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** c). Sa présence méridionale en plaine est donc soumise à des conditions particulières, induites par une topographie spécifique (versants nord, vallons encaissés), ainsi que par une gestion forestière historiquement extensive, qui favorisent l'installation d'un microclimat (IGN, 2024 ; Romeyer et al., 2021b). Sa large valence écologique en termes de pH du sol confère au hêtre un cortège d'espèces compagnes variant selon le contexte pédoclimatique, et se caractérisant par différentes végétations bien distinctes. On y retrouve notamment des espèces à enjeu patrimonial fort, comme *Hyacinthoides non-scripta*, géophyte déterminante ZNIEFF en Gironde et dans le Lot-et-Garonne, ou *Hypericum androsaemum*, typiques des hêtraies sud atlantiques (Romeyer et al., 2021b). Du fait de ses différentes caractéristiques physiologiques et écologiques, les hêtraies sont particulièrement vulnérables face aux changements climatiques, et sont en danger de disparition à l'échelle nationale et régionale (Marage & Gégout, 2010 ; Romeyer et al., 2021b). À ce titre, l'évolution des communautés végétales en termes de composition (diversité bêta, espèces en progression/régression) et de processus écologiques sera étudiée (thermophilisation, assèchement, ouverture/fermeture) dans ce rapport. En raison de la courte période entre les deux campagnes d'échantillonnage et l'importante inertie des forêts par rapport aux changements climatiques, une différence significative entre les deux campagnes d'échantillonnage n'est pas attendue.

La survie et la stabilité des populations de *F. sylvatica* sont essentielles au maintien de la végétation du sous-bois (Zellweger et al., 2019), et la régénération de l'espèce est un indicateur à prendre en compte dans la visualisation de sa pérennité. Cette régénération peut présenter une certaine variabilité interannuelle et, à court terme, une diminution du nombre d'individus inventoriés pourrait être décelée. La vitalité des essences forestières est d'autant plus essentielle qu'elle permet l'installation d'un microclimat forestier (Renaud & Rebetez, 2009), en plus de remplir une multitude de fonctions et services écosystémiques (Ministère de l'aménagement du territoire et de la transition écologique, 2025).

I.2 LES DIFFERENTES ECHELLES CLIMATIQUES : MECANISMES ET ENJEUX D'ÉTUDE

Plusieurs échelles climatiques peuvent être prises en considération en météorologie : 3 principales permettent de détailler des paramètres climatiques à différentes échelles spatiales. Le macroclimat est le plus couramment utilisé : il représente les conditions atmosphériques générales sur une large échelle géographique, indépendamment de la topographie, du sol ou de la végétation, et se mesure sur une aire supérieure à 10km² (De Frenne *et al.*, 2025). Le mésoclimat, parfois dénommé « climat local » (Bramer *et al.*, 2017), se situe entre le macroclimat et le microclimat, et constitue l'ensemble des conditions météorologiques pouvant être influencées par des grands ensembles de végétation (massifs forestiers, plaines céréalières), ainsi que par la topographie à l'échelle paysagère (De Frenne *et al.*, 2025). Le mésoclimat n'a pas été développé dans le cadre de cette étude car il nécessite des installations spécifiques n'ayant pas été mises en place par le programme des Sentinelles du Climat. Enfin, le microclimat est mesuré sur des surfaces comprises entre 1 et 1000m² et dépend fortement des conditions stationnelles du milieu (De Frenne *et al.*, 2025). Dans le cadre de cette étude, c'est le microclimat forestier qui sera abordé : il se manifeste par une force du vent et une exposition au soleil diminuées, des températures plus fraîches et un taux d'humidité ajusté en fonction de l'évapotranspiration des arbres (Borderieux *et al.*, 2024). Dans le cas des plaines de Nouvelle-Aquitaine, la présence de hêtraies est régie par une topographie spécifique, induisant des ambiances climatiques fraîches (vallons encaissés avec une exposition vers le nord) ou une densité du massif forestier permettant le maintien de températures atténuées et d'un taux d'humidité atmosphérique satisfaisant. Les conditions climatiques à cette échelle sont ainsi tamponnées par rapport au macroclimat. Au vu des dynamiques de réchauffement climatique à l'échelle globale évoquées précédemment, la question des évolutions à l'échelle microclimatique semble tout à fait pertinente. Du fait des caractéristiques attribuées au microclimat, son rôle dans la conservation de milieux plus frais et des espèces qui y sont inféodées semble essentiel.

II. MATERIELS ET METHODES

II.1 RESEAU DE SURVEILLANCE DES HÊTRAIES DE PLAINES DE NOUVELLE-AQUITAINE

Le réseau de surveillance mis en place dans le cadre des « Sentinelles du climat » est constitué de 17 sites, avec l'objectif de couvrir la diversité de hêtraies planitiaires représentées en Nouvelle-Aquitaine (0 et Annexe 2 : synthèse des sites de suivi de hêtraies de plaine de Nouvelle-Aquitaine). Ainsi, 4 types de communautés végétales sont représentées (Romeyer *et al.*, 2021b) :

- Hêtraies-chênaies mésoxérophiles calcicoles collinéennes à montagnardes (*Cephalanthero damasonii-Fagion sylvaticae*) ;
- Hêtraies-chênaies-charmaies mésophiles acidiclives à calcicoles planitiaires à collinéennes (*Carpino betuli-Fagion sylvaticae*) ;
- Hêtraies-chênaies mésophiles acidiphiles mésothermes collinéennes sous climat atlantique humide (*Quercion roboris*) ;
- Hêtraies-chênaies mésophiles acidiphiles planitiaires à collinéennes thermo-atlantiques (*Quercion pyrenaicae*). L'alliance du *Quercion pyrenaicae* concerne majoritairement des chênaies sans Hêtre. Dans le cas de notre étude, seules les associations de l'*Hyperico pulchri-Quercetum roboris* du piémont pyrénéen et du *Peucedano gallici-Quercetum roboris* du secteur ligérien, où *Fagus sylvatica* est structurant, ont été sélectionnées.

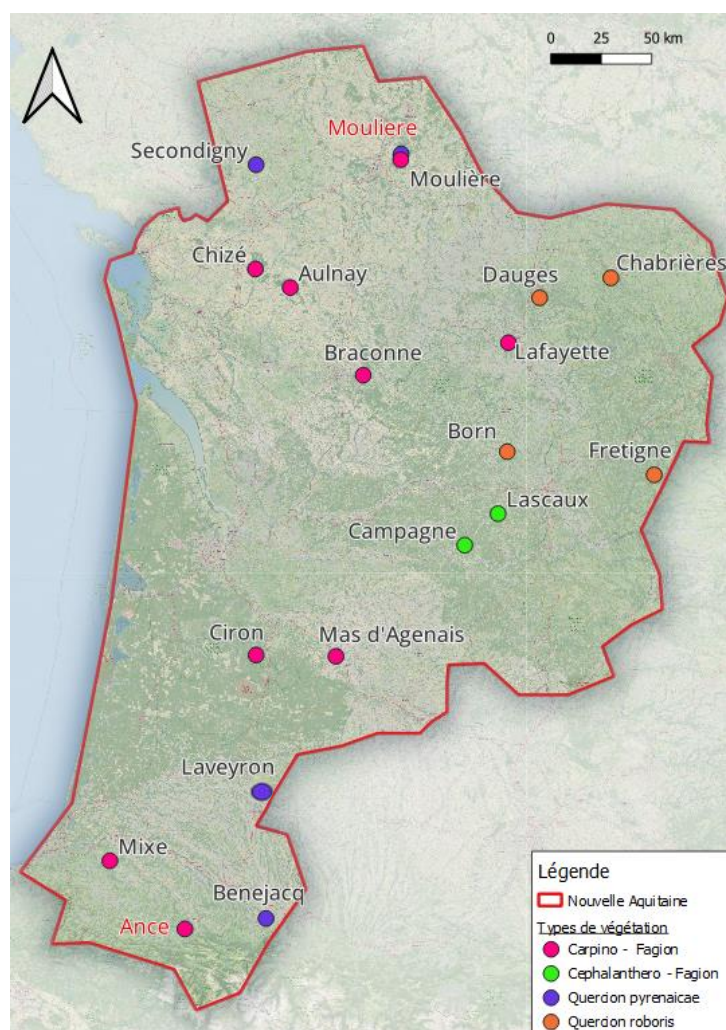


Figure 2 : Carte de localisation des sites de suivi des hêtraies de plaine de Nouvelle-Aquitaine, avec indication des types de communautés végétales et des sites du réseau RENECOFOR (police en rouge)

Ce réseau est complété avec 2 sites du réseau national RENECOFOR qui concernent également des forêts à Hêtre (0).

L'emplacement des sites de suivi a été caractérisé comme en bon état de conservation, avec peu d'espèces exotiques envahissantes, sans fragmentation sur une surface supérieure à 3 hectares, avec *Fagus sylvatica* présent dans au moins 35% de la strate arborée. Le peuplement répond également à des critères de naturalité (gros bois, bois morts, sous-bois spontané, etc.) et est géré en îlots de sénescence ou de vieillissement en forêts publiques ou en gestion extensive dans les forêts privées. Les sites se trouvent à moins de 500 mètres d'altitude, et tendent à limiter au maximum l'effet de lisière et l'impact anthropique. Enfin, le foncier permet un suivi pérenne sur plusieurs dizaines d'années, au vu des objectifs du programme (Romeyer *et al.*, 2021b).

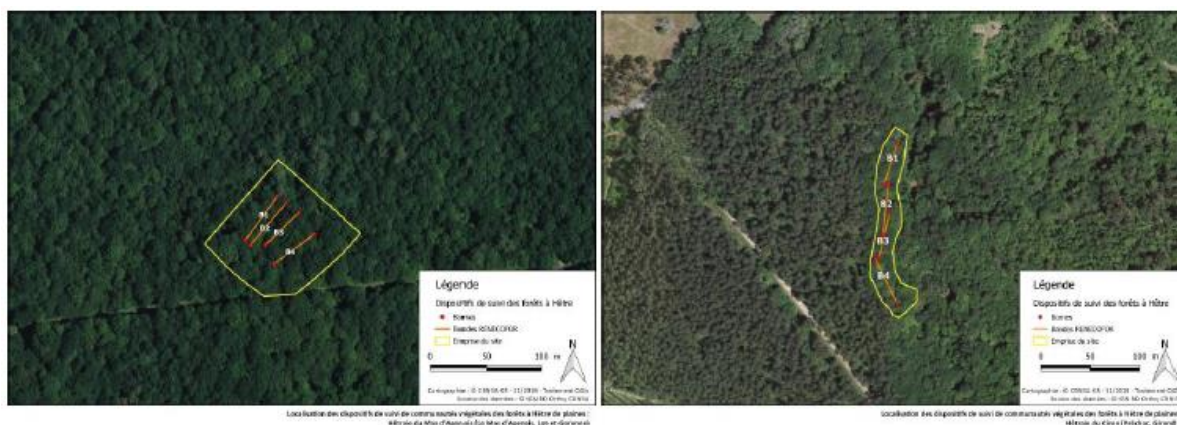
II.2 ÉCHANTILLONNAGE DES SITES ET METHODE DE COLLECTE

II.2.1 Principes généraux

La méthode d'échantillonnage et de collecte des données au sein des sites de suivi se base sur le protocole RENECOFOR (Ulrich, 1995). Celui-ci délimite deux types d'entités surfaciques :

- La station de suivi forestière (échelle de la communauté végétale)

Zone d'au minimum 3 000 m², prenant la forme théorique d'un carré de 60 m de côté mais en pratique de configuration variable selon les sites (0). Cette zone doit être écologiquement, floristiquement et physiologiquement homogène. Le périmètre est matérialisé sur le terrain par un marquage des arbres avec un symbole propre aux volontés du gestionnaire du site (Romeyer *et al.*, 2021b). Pour les nouveaux sites, les coordonnées de la station de suivi sont relevées avec un GPS submétrique.



Au sein de cette zone, un relevé phytosociologique est réalisé sur l'ensemble de la station, afin d'alimenter le suivi historique du site. Cela comprend également la caractérisation de l'humus à l'aide d'une clé d'identification (Jabiol *et al.*, 1995). En complément, la surface terrière totale est mesurée à l'aide d'un relascope, seul *Fagus sylvatica* est différencié des autres essences. La mesure s'effectue en 3 points au centre de la station, avec une disposition adaptée en fonction de sa forme, puis une moyenne est calculée. Deux mesures sont à effectuer : une avec l'encoche 1 et la deuxième avec l'encoche 2. L'intérêt est de pouvoir comparer la surface terrière de 2021, mesurée avec l'encoche 2, mais également de pouvoir effectuer les mesures des prochaines années avec l'encoche 1, permettant des calculs plus précis en cas de pente, mais également plus adaptés aux peuplements concernés par le suivi.

Afin de pouvoir étudier le lien entre les variations du microclimat et les variations écologiques de l'habitat, une station météo de type HOBO, est installée sur chaque site de suivi à 1,10 m-1,30 m au-dessus du sol. La face de la station météorologique est orientée au sud, permettant d'éviter des variations liées à l'ombre du piquet de fixation. Ces stations mesurent la température et l'humidité atmosphérique toutes les heures. Les données sont

déchargées à l'aide d'une navette de transport 4 Mo - U-DTW-1-Hobo et sauvegardées chaque année dans la mesure du possible.

- Les bandes de suivi (échantillonnage de la station)

Au sein de la station forestière, sont disposées quatre bandes de 100 m² (2m x 50m), totalisant 400 m². Elles sont placées différemment suivant la microtopographie et les obstacles du site mais ne se recoupent jamais (0 et 0). Chaque bande est matérialisée par deux bornes de géomètres aux extrémités. Les arbres les plus proches des bornes sont marqués d'une croix indiquant la direction de la borne associée ainsi que le numéro de bande (Photo 1 et 0). La couleur utilisée est définie par le gestionnaire pour ne pas entrer en conflit avec d'autres types de marquage. Un détecteur de métaux peut également être utilisé pour retrouver les bornes. Leurs coordonnées sont également relevées avec le GPS submétrique.



Photo 1. Illustration du marquage d'arbre proche d'une borne de géomètre (©K. Romeyer-CBNSA)

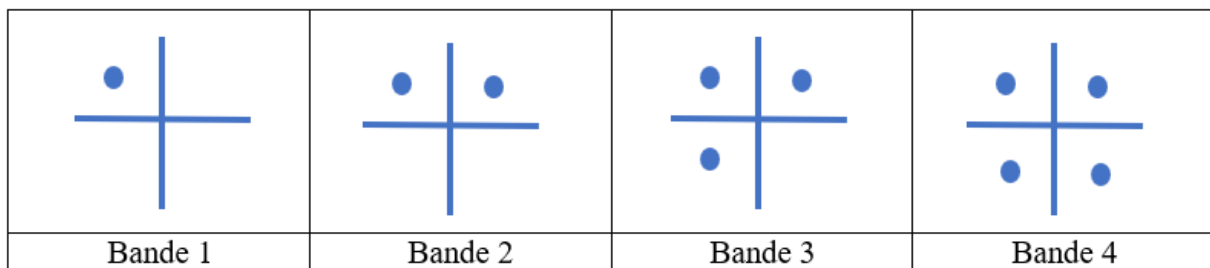


Figure 4 : Schéma du marquage des arbres

Pour tirer les décimètres entre les bornes et matérialiser chaque bande, des photos ont été prises à intervalles réguliers le long des bandes, afin de bien visualiser le tracé du décimètre dans le sous-bois : au départ et à l'arrivée, à la moitié dans la direction de l'arrivée et enfin à la moitié en direction du départ (0).

Chaque réplique correspond à une bande de suivi au sein de la station.

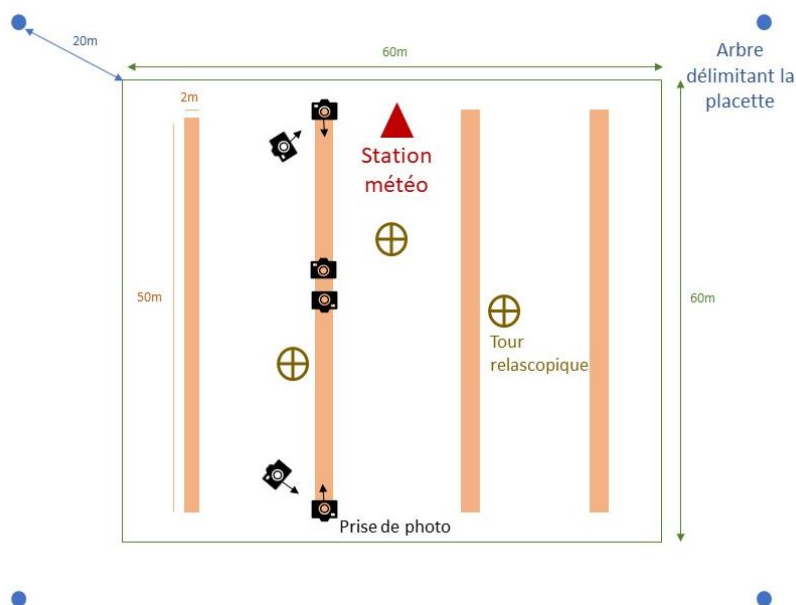


Figure 5 : Schéma récapitulatif du dispositif de suivi d'un site de hêtraie planitiaire

II.2.2 Protocole de suivi de la flore vasculaire

Dans chacune des bandes de suivi, un inventaire exhaustif de la flore est réalisé et un coefficient d'abondance-dominance (0) est attribué pour chaque espèce en fonction de la strate de végétation où elles se retrouvent. Les arbres et arbustes dont les houppiers viennent sur la bande, même si la tige est en dehors de la placette, sont pris en compte. Les pourcentages de recouvrement de chacune des strates (arborée, arbustive, herbacée et muscinale) sont également estimés ainsi que leur hauteur modale moyenne, modale inférieure et modale supérieure. Les pourcentages de litière et de sol nu sont estimés.

Tableau 1 : Notation des coefficients de Braun-Blanquet selon le protocole Renecofor

Coefficient	Recouvrement	Abondance	Remarque
\bar{r}	≤5%	Un seul individu ou une petite touffe	Réservé uniquement aux strates muscinales et herbacée (espèce difficile à trouver sur le relevé, qu'on peut éventuellement rater)
+	≤5%	2 à 10 individus ou petites touffes	Pour les strates arbres et arbustes, à réserver pour un seul individu en limite de bande (espèce peu facile à trouver sur le relevé, qu'on peut éventuellement rater)
1	≤5%	Peu abondante à abondante	Impossible à manquer
2a	5 à 15%	Quelconque	Espèce facile à voir, nombreux pieds, mais couvrant moins du quart de la surface
2b	15 à 25%	Quelconque	Espèce facile à voir, nombreux pieds, mais couvrant moins du quart de la surface
3	25 à 50%	Quelconque	
4	50 à 75%	Quelconque	
5	75 à 100%	Quelconque	

La méthode de fréquence d'occurrence par point-contacts utilisée en 2021 est remplacée par une méthode de fréquence d'occurrence par quadrat, afin d'augmenter l'exhaustivité du relevé et d'optimiser le temps d'inventaire sur chaque placette (Annexe 1 : Note sur l'optimisation du protocole de suivi floristique en forêts à Hêtre). Les espèces sont donc notées en présence/absence au sein de chaque quadrat de 1m² placé le long de la bande de 50m, à droite puis à gauche de l'axe central de la bande matérialisé par le décimètre. Les quadrats sont séparés de 3 mètres entre leur côté inférieur, aboutissant à un total de 16 quadrats pour une bande de suivi. La disposition des quadrats commence à l'extrémité nord de la bande, à gauche du décimètre (0). Ce nombre de quadrats est estimé comme le plus optimal en termes de temps et d'exhaustivité d'inventaire (Annexe 1: Note sur l'optimisation du protocole de suivi floristique en forêts à Hêtre. Dans cet inventaire, *Fagus sylvatica* est noté en fonction de la classe d'âge des individus et de la strate de végétation correspondante.

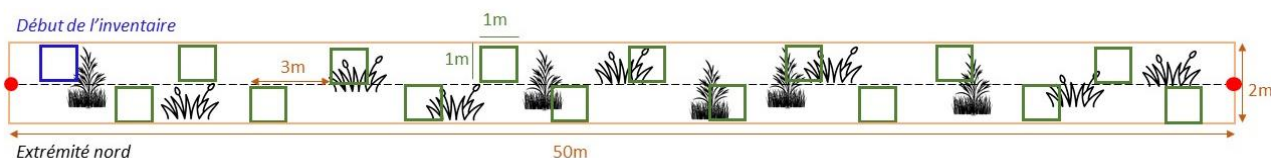


Figure 6 : Schéma de l'échantillonnage de la fréquence d'occurrence par quadrat dans une bande de 100m²

Cas particuliers :

- Les parties mortes de la plante ne sont pas prises en compte dans le quadrat.
- Pour les arbres et arbustes supérieurs à 1m50, seuls les individus dont le pied est présent (entier ou partiellement) dans le quadrat sont pris en compte. Les espèces herbacées, notamment lianescentes, rhizomateuses ou stolonifères pouvant être enracinées en dehors du quadrat, sont comptabilisées dès lors qu'une partie de la plante recouvre une partie du quadrat.

Enfin, les données de régénération de *Fagus sylvatica* sont récoltées selon différentes classes d'âge (IGN, 2023) : semis (présence des cotylédons), 1-10 cm, 11-30 cm, 31-200 cm, > 200 cm. La classe d'âge > 200 cm concerne les arbustes (entre 2 et 7 m) dont le pied est inclus dans la bande de 100 m². Les individus sont mesurés grâce à une tige graduée en fonction des hauteurs de chaque classe d'âge. Le dénombrement de la régénération est fait par comptage direct jusqu'à 100 individus, et par classes d'effectifs (100-250 ; 250-500 ; 500-1000 ; >1000) si le nombre d'individus est supérieur à 100. Seuls les individus dont le pied est présent (entier ou partiellement) dans la bande sont pris en compte.

La campagne de suivi s'effectue entre fin avril et fin juin, afin de capter un maximum d'espèces à floraison vernal et estivale. Lors de la campagne 2020-2021, et suivant les préconisations RENECOFOR, 2 passages avaient été réalisés pour un recensement d'espèces le plus exhaustif possible : le premier (vernal) en mars-avril et le second (estival) en juin-juillet. L'indice de dissimilarité de Jaccard entre les données des 2 passages regroupées et l'échantillonnage saisonnier, mesuré pour chaque site, s'élève en moyenne à 0.28. Cela montre une variabilité intra-annuelle modérée entre les relevés de printemps et d'été. Considérant la dissimilarité théorique réduite avec un passage durant la période intermédiaire (mai-juin) qui se révèle plus optimale pour la majorité du cortège et permet de capter à la fois les espèces précoces et celles plus tardives, la réalisation d'un seul passage a été privilégiée pour la campagne 2025 sur les sites du réseau Sentinelles du climat. Ainsi, la planification des sessions de terrain a pris en compte l'optimum phénologique des espèces à visibilité restreinte dans le temps, en particulier les géophytes vernal, sur chaque site, variant de fin avril à mi-juin selon les espèces (Julve, 2015).

Le bordereau de terrain est disponible en annexe (Annexe 3 : Bordereau de suivi flore vasculaire en hêtraies de plaines).

II.2.3 Protocole de suivi des bryophytes

Les bryophytes, en raison de la finesse de leurs tissus et de l'absence de racines, sont de bons indicateurs de suivi des effets du changement climatique en forêt. Elles captent l'eau et les nutriments dont elles ont besoin directement via leurs cellules. De ce fait, elles sont sensibles aux conditions climatiques locales (microclimat) et notamment au taux d'humidité atmosphérique. Elles occupent différents micro-habitats :

- Le sol - l'humus (bryophytes terricoles) ;
- Les écorces (bryophytes corticoles) ;
- Le bois mort (bryophytes saprolignicoles) ;
- Les rochers (bryophytes saxicoles).

Les bryophytes terricoles sont probablement peu sensibles aux changements du climat forestier, en revanche les bryophytes corticoles et saprolignicoles pourraient être plus sensibles aux variations microclimatiques.

L'ensemble des bryophytes corticoles, saprolignicoles et terricoles sont inventoriées, les affleurements rocheux étant rares en forêts de plaine, les espèces saxicoles concernées ne sont pas relevées.

L'inventaire s'effectue sur les 4 bandes de relevés de 2m de large et 50m de long, définies par le protocole initial de suivi des hêtraies (Romeyer *et al.*, 2021b), comme indiqué sur la 0, et de la façon suivante selon le type de bryophytes :

Bryophytes corticoles

Chaque bande est divisée en 5 portions de 10m de long. Dans chaque portion, les bryophytes sur les arbres qui intersectent la bande de 2m sont inventoriées, de la base du tronc jusqu'à environ 1,80 m de hauteur. Si dans la portion de 10m, aucun arbre n'est intercepté, alors, à 5m, l'arbre le plus proche du centre de la bande est inventorié. Ainsi, au minimum, 1 arbre sera inventorié tous les 10m. Le diamètre minimal des arbres inventoriés est fixé à 20 cm.

Bryophytes saprolignicoles

Chaque pièce de bois mort (tronc et souche) qui intercepte la bande de relevé est inventoriée, uniquement sur la portion présente dans la bande.

Bryophytes terricoles et humicoles

L'ensemble des bryophytes du sol sont inventoriées au sein de la bande de relevé, en donnant en plus une estimation de l'abondance de chaque espèce (recouvrement en m² ou dm²) au sein de la bande de 50m de long.

Le bordereau de terrain est disponible en annexe (Annexe 4 : Bordereau de suivi des bryophytes en hêtres de plaines).

II.3 PREPARATION DES DONNEES FLORISTIQUES

II.3.1 Compilation des données d'abondance-dominance

Les données floristiques analysées proviennent de deux campagnes de suivi, effectuées en 2020 et 2021 pour la première, et 2025 pour la deuxième. Par simplicité, la première campagne sera nommée comme étant réalisée en 2020 dans la suite du rapport. Les relevés de 2020 et ceux issus des données RENECOFOR, dont les campagnes de suivi ont été effectuées au printemps et en été, ont été fusionnés pour n'avoir qu'un relevé par bande et par année, en sélectionnant le coefficient le plus élevé pour chaque espèce. Les relevés floristiques de chaque bande consistent, dans un premier temps, en un relevé exhaustif d'abondance-dominance (Braun-Blanquet *et al.*, 1932). Les noms des taxons ont été harmonisés au rang du genre et de l'espèce minima, en suivant le référentiel Taxref v13. Les données sont organisées par strate pour être compatibles avec le protocole RENECOFOR (Ulrich, 1995) et avec la configuration de la base de données du CBN. Les espèces présentes dans la strate arborée ne sont pas prises en compte dans l'analyse car le sujet d'étude se concentre sur l'évolution de la végétation du sous-bois. Les coefficients des espèces sont convertis à la médiane relevée par strate, puis celles-ci sont additionnées et retransformées pour correspondre à un coefficient de Braun-Blanquet sans distinction de strate, en suivant les règles de fusion des strates de l'application Lobelia. Enfin, les coefficients ont été transformés selon l'ordination de Chessel & Debouzie (1983) (dans Meddour, 2011), afin d'obtenir le meilleur compromis pour tenir compte de l'abondance des espèces tout en accordant un poids plus équitable entre les espèces rares ou peu couvrantes et les dominantes. Au final, chaque espèce est associée à un coefficient unique sans différenciation de strate, permettant une lecture des résultats plus synthétique.

Les données de régénération du hêtre ont également été harmonisées. Lorsque les relevés comprenaient des valeurs d'intervalles (au-dessus de 100 individus par bande), la médiane a été déterminée pour donner une valeur continue à l'ensemble de l'inventaire : par exemple, si l'intervalle était entre 100 et 500, alors une valeur médiane de 300 a été attribuée pour le relevé. Pour une analyse plus robuste et synthétique, les données ont été regroupées en deux catégories de classe d'âge : individus supérieurs ou inférieurs à 30cm.

II.3.2 Compilation des données de traits de vie

Les différents indices calculés à l'échelle de la communauté (=bande), ont pour objectif d'observer de potentiels changements environnementaux entre 2020 et 2025, qu'il s'agisse d'évènements climatiques (thermophilisation, sécheresse) ou de dynamique du milieu (ouverture/fermeture de la canopée). Une base de données des traits de vie a été formatée à l'échelle de la communauté. Cette base s'appuie sur les données de l'EiVE (Dengler *et al.*, 2023) pour les indices de température et de luminosité et de l'EiVmed (Saatkamp *et al.*, 2023) pour l'indice d'humidité atmosphérique. Ces bases ont été choisies pour leur exhaustivité et pour leur fiabilité, combinant plusieurs avis d'experts européens. La mention de valeurs pour l'amplitude de niche écologique permettant d'effectuer des pondérations sur ce paramètre est également un avantage car fournissant des moyennes d'indice par relevé plus proche des conditions écologiques *in situ* (Saatkamp *et al.*, 2023). La base de données Écoplant (Gégout *et al.*, 2005), a également été utilisée car elle a l'avantage de fournir un indice de température exprimé en

degrés Celsius. Les indices ont été calculés pour chaque bande, en pondérant par l'abondance des espèces et par leur amplitude écologique lorsque la donnée était disponible.

II.4 PREPARATION DES DONNEES METEO

Les données microclimatiques ont été relevées sur des stations météorologiques HOBO® disposées au niveau de chaque site (0), à 1m30 du sol et orientées vers le sud. Les paramètres climatiques sont enregistrés toutes les heures par les stations.

Les données macroclimatiques sont extraites de la base de données Météo France. La sélection des stations concernées a été réalisée (Annexe 2 : synthèse des sites de suivi de hêtraies de plaine de Nouvelle-Aquitaine) en fonction des paramètres qu'elles mesuraient (à la fois température et humidité atmosphérique), ainsi que de leur proximité avec les sites d'étude. Les données quotidiennes ont été extraites et rapportées à la moyenne mensuelle.

L'évaluation des paramètres climatiques s'est concentrée sur la température et l'humidité de l'air, qui sont essentiels à la description de l'état de l'atmosphère, et indispensables dans le cadre de l'évaluation des changements climatiques (Météo France, 2024a et 2024b). Dans le cadre de cette étude, c'est la température de l'air qui est prise en considération, en opposition à la température du sol par exemple. L'humidité relative désigne le rapport entre la quantité de vapeur d'eau contenue dans l'air et la quantité d'humidité maximale possible, exprimée en pourcentage (0% correspond à un air complètement sec et 100% représente un air totalement saturé en vapeur d'eau). Plus l'air est chaud, plus il peut contenir de vapeur d'eau, notamment en raison de l'évapotranspiration du sol et de la végétation (Météo France, 2024b). En raison de cette forte influence des variations de températures, l'humidité relative a été estimée au travers de la demande évaporatoire, par le biais du "Vapor Pressure Deficit" (VPD). Le VPD exprime la différence entre la pression de vapeur saturée et la pression de vapeur réelle de l'air (Ogée *et al.*, 2024) : il est corrélé positivement à la température et négativement à l'humidité relative de l'air.

Pour les deux échelles climatiques, les variables calculées sont la température journalière moyenne, minimale et maximale, ainsi que l'humidité atmosphérique relative moyenne, minimale et maximale. Par la suite, les données de chaque paramètre ont été harmonisées pour obtenir des moyennes mensuelles par site, comme énoncé dans le tableau ci-dessous (0).

Tableau 2 : Méthode de calcul utilisée pour chaque paramètre climatique

Paramètre mesuré	Méthode de calcul
Température moyenne Humidité moyenne VPD moyen	Données horaires regroupées en données quotidiennes puis moyennes quotidiennes regroupées en moyennes mensuelles
Valeurs maximales de température et VPD/ Valeurs minimales de l'humidité	Minimum et maximum quotidiens (déterminés à partir des données horaires) rassemblés en moyennes quotidiennes puis mensuelles
VPD maximal issu des données MétéoFrance	Calculé à partir des valeurs d'humidité minimale et de température maximale quotidiennes pour obtenir une donnée quotidienne, qui sont ensuite rassemblées en moyenne mensuelle

L'étude se concentre sur les mois printaniers et estivaux, de mars à août, où le risque de pression de sécheresse et de température forte est le plus impactant pour les hêtraies (Lebourgeois *et al.*, 2005). Les données ont donc été regroupées par saison pour obtenir des moyennes saisonnières par site.

II.5 ANALYSES STATISTIQUES

II.5.1 Analyse Factorielle des Correspondances

Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée, avec regroupement des échantillons (bandes) en fonction de l'année de relevé. Les moyennes annuelles des paramètres climatiques ont été projetées sur une AFC réalisée à l'aide du package « vegan » et de la fonction « envfit », et suivant la méthode énoncée par Brocard *et al.* dans « Numeric Ecology with R » (2011, p.179). L'objectif premier de cette analyse est de visualiser des tendances générales sur les communautés végétales, et d'observer les paramètres climatiques structurants selon les différents sites échantillonnés.

II.5.2 Indices de dissimilarité

Les indices de Bray-Curtis et de Sorensen, avec les composantes *Turnover* (remplacement) et *Nestedness* (emboîtement) ont été mesurés. Initialement, ces indices permettent d'estimer le degré de dissimilarité de la composition d'une communauté entre deux sites (Baselga, 2010). Ici, les indices ont été utilisés pour comparer la dissimilarité entre deux campagnes d'échantillonnage pour chaque bande. L'objectif est d'observer d'éventuelles différences de composition et d'abondance des espèces, mais également si des changements significatifs dans chaque communauté peuvent être identifiés. Chaque indice se base sur une potentielle dissimilarité pour une même bande, entre les relevés de 2020 et ceux de 2025. L'indice de Bray-Curtis estime une dissimilarité en fonction de l'abondance, alors que l'indice de Sorensen se concentre sur la présence-absence des espèces. Enfin, les composantes *Turnover* et *Nestedness* calculent respectivement le potentiel remplacement de certaines espèces par d'autres, ou l'éventuelle disparition de certaines espèces sans que celles-ci ne soient remplacées.

II.5.3 Calcul du *Community Temperature Index* et de la dette climatique

La méthode du *Community Temperature Index* (CTI) consiste à relier les températures de la base de traits de vie ECOPLANT (Gégout *et al.*, 2005) à celles de l'EIVE (Dengler *et al.*, 2023). En effet, la base Ecoplant exprime les températures en degrés Celsius, mais manque d'exhaustivité et la calibration des valeurs a été réalisée majoritairement sur des données du nord-est de la France. À l'inverse, la base EIVE estime des indices écologiques sur une aire de répartition plus étendue et sur une liste d'espèces plus exhaustive. Ainsi, la combinaison des deux bases de données donne l'avantage d'une liste d'espèces plus exhaustive et objectivée à l'échelle européenne, tout en pouvant être comparée à des mesures météorologiques. Le CTI se calcule par une fonction de transfert déterminée par un Modèle Additif Généralisé (Richard *et al.*, 2021 ; Marchand, s.d.). Celui-ci a été réalisé sur le logiciel R Studio, avec le package MGCV. La méthode « Restricted Maximum Likelihood » a été utilisée pour obtenir un compromis entre un modèle lissé et suffisamment représentatif des variations qui en découlent (Annexe 5 : Courbe issue du Modèle Additif généralisé, illustrant la relation non linéaire entre l'indice de température de la base Ecoplant (°C) (Gégout *et al.*, 2005) et l'indice de température EIVE (Dengler *et al.*, 2023)). Les résultats obtenus servent ensuite au calcul de la dette climatique. Celle-ci correspond à l'écart entre la température exprimée par les indices écologiques de la communauté végétale (CTI), par rapport à la température mesurée par station météo (Lenoir *et al.*, 2013 ; Richard *et al.*, 2021). Il a été choisi de rassembler les moyennes annuelles de 2019 à 2025 pour calculer la dette climatique, avec pour objectif d'être plus représentatif qu'avec la seule prise en compte des campagnes de suivi respectives, et d'éviter le biais des variations interannuelles. La dette climatique correspond à l'écart entre les températures représentées par les valeurs en °C des stations météorologiques, et la température bioindiquée par la végétation d'un cortège défini (Richard *et al.*, 2021). Elle a été calculée en fonction des années, et entre les échelles micro et macroclimatiques.

II.5.4 Analyses diachroniques

Les données de régénération, de paramètres climatiques et d'indices écologiques ont été comparés entre 2020 et 2025, avec des données appariées par bande. Des tests de comparaisons de moyenne non paramétriques ont été réalisés, après invalidation de la normalité du jeu de données. Les comparaisons ont été effectuées entre années, entre végétations, ainsi que par année en fonction de la végétation. Les comparaisons de moyennes par année ont été calculées par test de Wilcoxon avec données appariées, et celles par végétation grâce au test de

Kruskal-Wallis. Lorsque les résultats obtenus présentaient une différence significative, un test post-hoc de Wilcoxon a été appliqué.

Pour les données météorologiques, différentes comparaisons ont été réalisées, suivant les mêmes tests statistiques que pour la végétation : entre années (de 2019 à 2025 pour le printemps et de 2019 à 2024 pour l'été), entre saisons et entre échelles climatiques.

III. RÉSULTATS

III.1 ÉVOLUTION GÉNÉRALE DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

III.1.1 Aperçu global de la tendance d'évolution

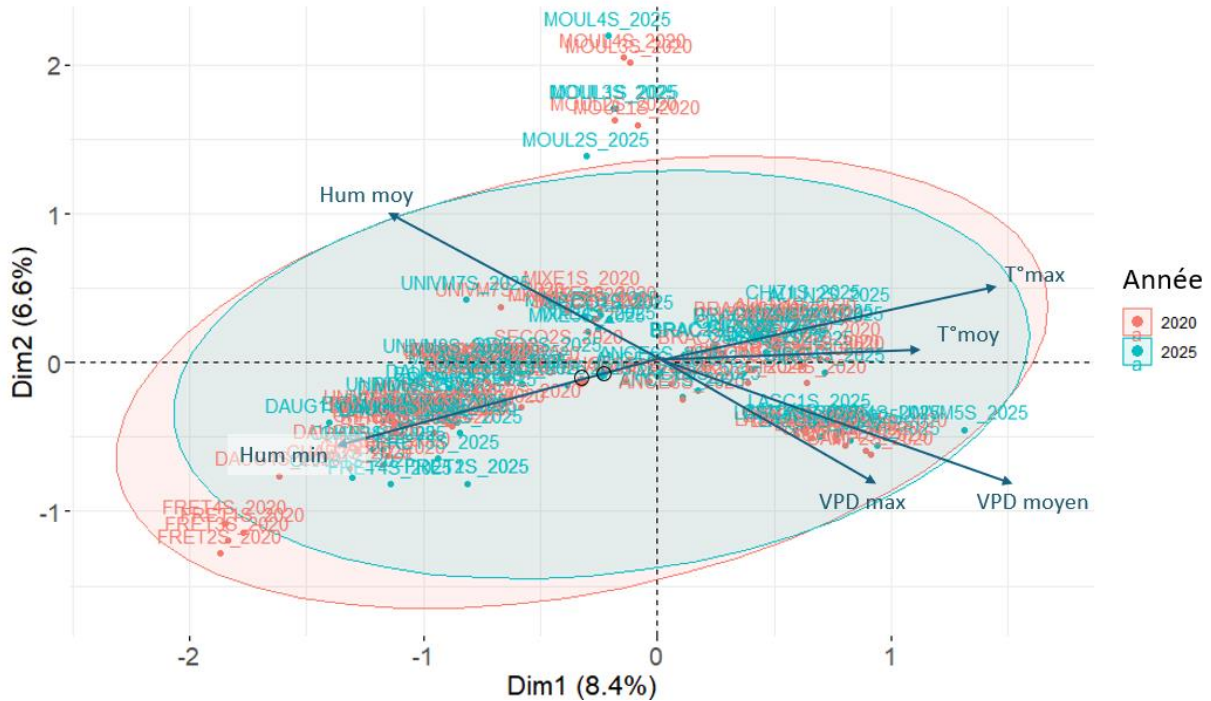


Figure 7 : Analyse factorielle des Correspondances avec regroupement des relevés par campagne de suivi (2020 et 2025) et projection des variables environnementales (données MétéoFrance) (les points bleus et rouges cerclés de noir représentent les barycentres pour chaque année)

On constate une superposition majeure entre les relevés de 2020 et de 2025, avec un décalage des barycentres de chaque année relativement peu marqué (0). Notons que ce léger décalage va dans le sens de températures moyennes et maximales plus élevées et d'une humidité minimale plus faible. Il reste à souligner que les hêtraies du *Cephalanthero-Fagion* sont plus influencées par le déficit de pression de vapeur, alors que celles du *Quercion roboris* et *Quercion pyrenaicae* semblent plus influencées par des taux d'humidité moyenne et minimale plus élevés. Enfin, les sites situés dans le Bassin aquitain, où se retrouvent la majorité des hêtraies du *Carpino-Fagion* dans le cadre du suivi, sont corrélés négativement à l'humidité et positivement à la température. Dans sa formule, le VPD est corrélé négativement à l'humidité et positivement à la température, ce qui se retranscrit bien ici.

III.1.2 Evolution de la composition des communautés

Les moyennes observées pour les indices de Bray-Curtis et de Sorensen sont de 0.28 et 0.25, sans qu'une différence significative entre les deux ne soit observée (0). Cela signifie que la dissimilarité des relevés entre les 2 années est autant liée à des modifications de composition que d'abondance des espèces. Les composantes de remplacement (*Turnover*) et d'emboîtement (*Nestedness*) présentent elles aussi une légère dissimilarité, mais nettement plus faible, qui est en moyenne autour de 0.11 et 0.14. Cela indique des dynamiques de substitution et d'appauvrissement de cortège assez faibles sur le pas de temps étudié. La disparité entre les échantillons est plus marquée par la variance de l'indice de Sorensen que celle de Bray-Curtis, soulignant l'hétérogénéité entre sites sur la variation de composition.

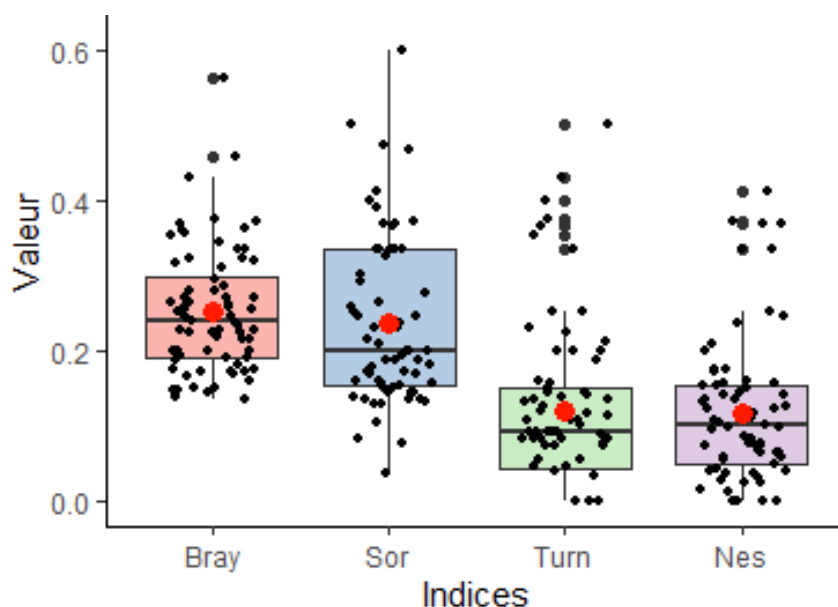


Figure 8 : Comparaison des indices de dissimilarité (Bray-Curtis, Sorensen, composantes Turnover et Nestedness) déterminés sur la totalité des relevés entre 2020 et 2025 (les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Les résultats par végétation (0) montrent une dynamique similaire pour l'indice de Bray-Curtis et la composante d'emboîtement. En revanche, l'indice de Sorensen et la composante de remplacement présentent une dissimilarité significativement plus élevée pour le *Quercion roboris* par rapport aux autres végétations, avec une disparité entre les échantillons plus importante. Cela indique que les modifications de composition sont plus marquées pour au moins certaines bandes ou sites de ce type de hêtraie.

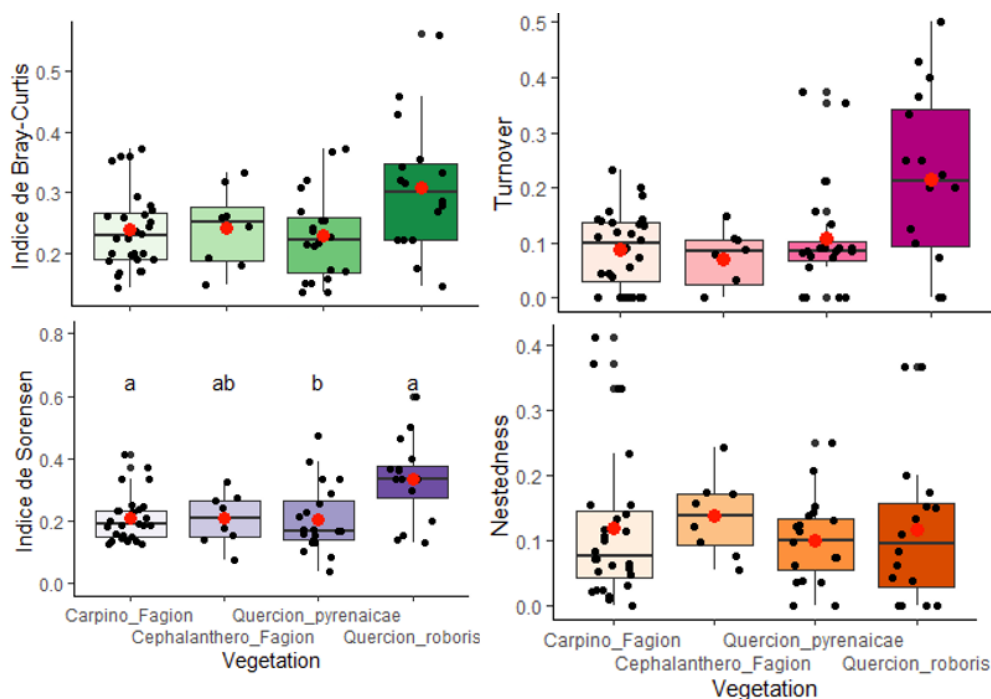


Figure 9 : Comparaison des indices de dissimilarité (Bray-Curtis, Sorensen, composantes Turnover et Nestedness) déterminés entre 2020 et 2025 par végétation (les lettres indiquent une différence significative entre les végétations (p -value < 0.05) et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

III.1.3 Evolution d'occurrence et d'abondance des espèces

L'évolution des espèces en termes d'occurrence et d'abondance moyenne entre les 2 campagnes de relevés (2020 et 2025) est consultable en annexe (Annexe 6 : Tableau d'évolution de l'occurrence et de l'abondance moyenne des espèces en sous-bois de hêtraies entre 2020 et 2025). Le bilan comptable de la variation d'occurrence est synthétisé dans le tableau ci-dessous (0).

Tableau 3 : Bilan de l'évolution des espèces en termes d'occurrence

Evolution	Nombre d'espèces
Disparues	40
En régression	84
Stables	45
En progression	21
Apparues	15

Il ressort premièrement que les espèces disparues et apparues figurent parmi les espèces les plus rares à l'échelle du réseau de surveillance, avec une présence dans moins de 3 bandes (sur 72 au total) en 2020 ou 2025, combinée à une très faible abondance de 1 ou 2, correspondant à des coefficients r ou + (Annexe 6 : Tableau d'évolution de l'occurrence et de l'abondance moyenne des espèces en sous-bois de hêtraies entre 2020 et 2025). Cela en fait des espèces soumises à un biais d'observation non négligeable et donc pour lesquelles il est délicat d'interpréter l'évolution.

Un constat assez similaire peut être fait pour les espèces en nette régression (< -25%) qui figurent pour la plupart dans moins de 5 bandes en 2020 ainsi que pour les espèces en nette progression (> 25%) qui figurent majoritairement dans moins de 4 bandes en 2025, avec, dans les 2 cas, des abondances faibles (moyenne de 2 soit coefficient +). Les régressions les plus notables à l'échelle du réseau concernent *Quercus robur* (-19%), *Quercus petraea* (-19%), *Sorbus torminalis* (-15%), *Prunus avium* et *Cytisus scoparius* (-13%). Dans les 2 premiers cas, cela pourrait être lié en partie à une moindre régénération mais surtout à une hétérogénéité d'identification et de notation des individus pour ces espèces entre 2020 et 2025, la distinction au rang spécifique pour les chênes étant très délicate pour les jeunes individus (< 30cm) qui sont largement majoritaires. Concernant *Sorbus torminalis* et *Prunus avium*, leur régression en termes d'occurrence et d'abondance pourraient s'expliquer par la mortalité de jeunes individus observés en 2020, non compensée par de nouvelles régénérations. Enfin, la régression de *Cytisus scoparius* pourrait être liée à une relative fermeture de canopée, générant la mortalité des individus de cette espèce héliophile. L'espèce témoignant de la progression la plus notable à l'échelle du réseau est *Agrostis capillaris* (+ 6%) avec une observation dans 8 bandes en 2025 contre 4 bandes en 2020, possiblement liée à une légère mise en lumière sur certaines bandes.

Enfin, les espèces stables ou d'évolution modérée (variation d'occurrence entre -25 et 25%) concentrent la quasi-totalité des espèces les plus communes (présentes dans plus de 10% des bandes) et des plus couvrantes (abondance ≥ 3 soit coefficients 1 et plus).

III.2 EVOLUTION DES PARAMETRES ECOLOGIQUES

III.2.1 Indice de luminosité

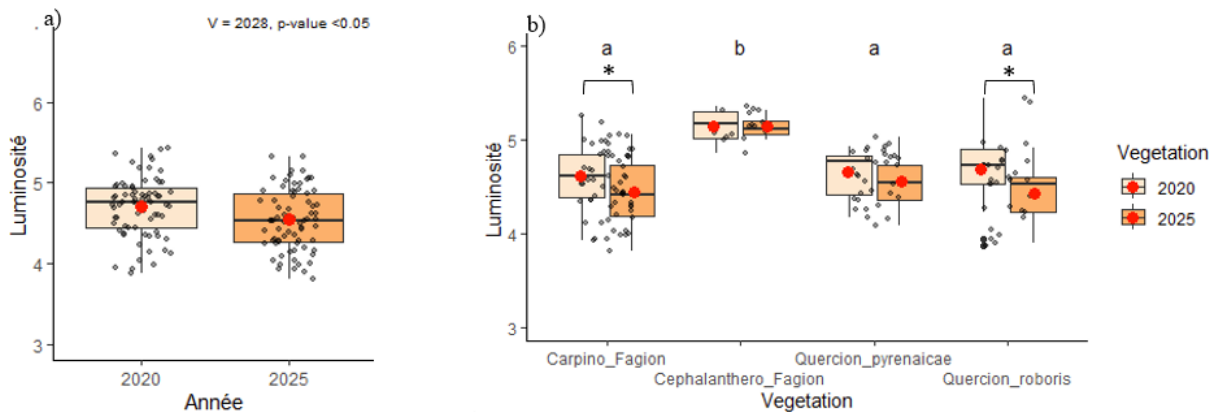


Figure 10 : Comparaison des moyennes d'indice de luminosité EIVE a) par année et b) par végétation (les lettres indiquent une différence significative (p -value <0.05) entre les végétations, les étoiles indiquent une différence significative entre les années et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Entre les années et sur l'ensemble des bandes, l'indice de luminosité EIVE exprime une diminution significative de sa valeur en 2025 par rapport à 2020, passant de 4.7 à 4.54 (0 a). Au niveau des végétations, aucune différence significative n'est observable entre années pour le *Cephalanthero-Fagion* et le *Quercion pyrenaicae*. Cela diffère pour le *Carpino-Fagion*, où l'indice diminue de 4.62 à 4.44, et pour le *Quercion roboris* avec ici une baisse de 0.26 (0 b). Notons que le *Cephalanthero-Fagion* présente un indice de luminosité significativement supérieur aux autres types de végétation, ce qui est cohérent avec le fait que ces forêts sont naturellement plus claires et composées en partie d'espèces de pelouses et ourlets calcicoles relativement plus héliophiles.

Cette évolution, d'intensité légère, laisse supposer une dynamique de maturation forestière et de fermeture de la canopée sur le pas de temps étudié. En effet, la majorité des sites suivis n'ont pas fait l'objet de gestion et ces résultats indiquent une possible raréfaction des espèces les plus héliophiles et/ou un développement des espèces sciaphiles.

III.2.2 Indice d'humidité atmosphérique

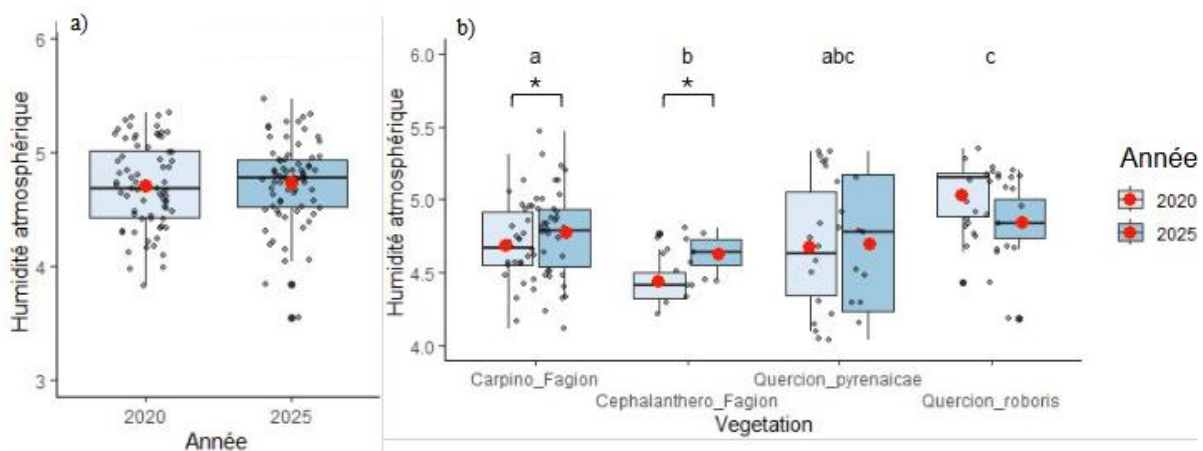


Figure 11 : Comparaison des moyennes d'indice EIVE d'humidité atmosphérique a) par année et b) par végétation (les lettres indiquent une différence significative (p -value <0.05) entre les végétations, les étoiles indiquent une différence significative entre les années et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

L'indice d'humidité atmosphérique pour l'ensemble des bandes entre 2020 et 2025 ne présente pas de différence significative, celle-ci étant de très faible intensité, passant de 4.7 à 4.73 (0 a). Les végétations se différencient

entre elles, sauf pour le *Quercion pyrenaicae* qui est similaire aux trois autres, en lien avec une variance importante (0 b). Les différences significatives entre les années, par végétation, se manifestent pour le *Carpino-Fagion* et le *Cephalanthero-Fagion*, où l'indice d'humidité exprimée augmente de 0.11 et de 0.19 (0 b).

Ces éléments, concernant le *Carpino-Fagion* notamment, sont cohérents avec l'hypothèse évoquée plus haut d'une maturation forestière et d'une fermeture de la canopée sur le pas de temps étudié. Toutefois, cet indice semble y être moins sensible car il apparaît stable entre les 2 années.

III.2.2 Community Temperature Index (CTI)

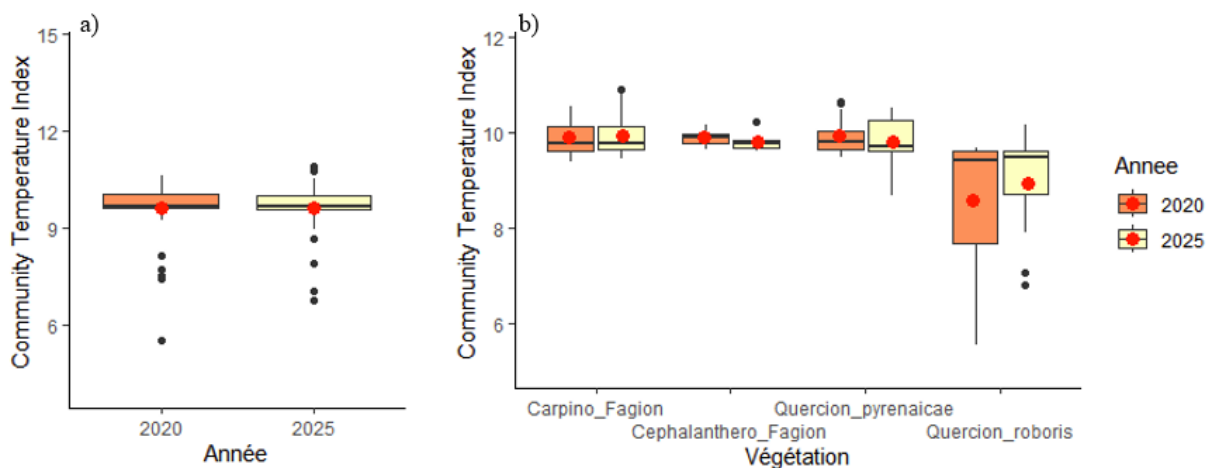


Figure 12 : Comparaison des moyennes de CTI a) par année et b) par végétation (les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Le CTI (*Community Temperature Index*) présente une certaine stabilité entre 2020 et 2025 à l'échelle régionale, passant de 9.69 à 9.66°C (0 a). La comparaison par végétation ne permet pas de distinguer d'évolution de température bio-indiquée significative entre 2020 et 2025 (0 b). Malgré tout, le *Quercion roboris* se distingue des autres avec un CTI plus faible et présente une disparité entre les échantillons plus importante que les autres végétations (0 b).

Cela souligne que le processus de thermophilisation, qui se traduit par la colonisation par des espèces thermophiles ou la régression d'espèces d'affinités plus fraîches, est pour l'instant limité. Là-encore, le phénomène de maturation forestière sur le pas de temps étudié peut expliquer cela, en freinant la thermophilisation.

III.3 REGENERATION DU HETRE

La différence de régénération du Hêtre n'est pas significative entre les deux années à l'échelle de tous les sites, avec un écart minime de 0.09 individus (0 a). En termes de végétation, le *Cephalanthero-Fagion* a une régénération significativement plus importante que les autres syntaxons pour les deux années, allant jusqu'à 200 individus, mais aucune différence n'est décelée entre années (0 b). On peut toutefois souligner une variance entre les bandes plus large que pour les autres syntaxons. Seul le *Carpino-Fagion* manifeste une baisse significative de régénération entre 2020 et 2025, passant de 27 à 17 individus par bande en moyenne (0 b).

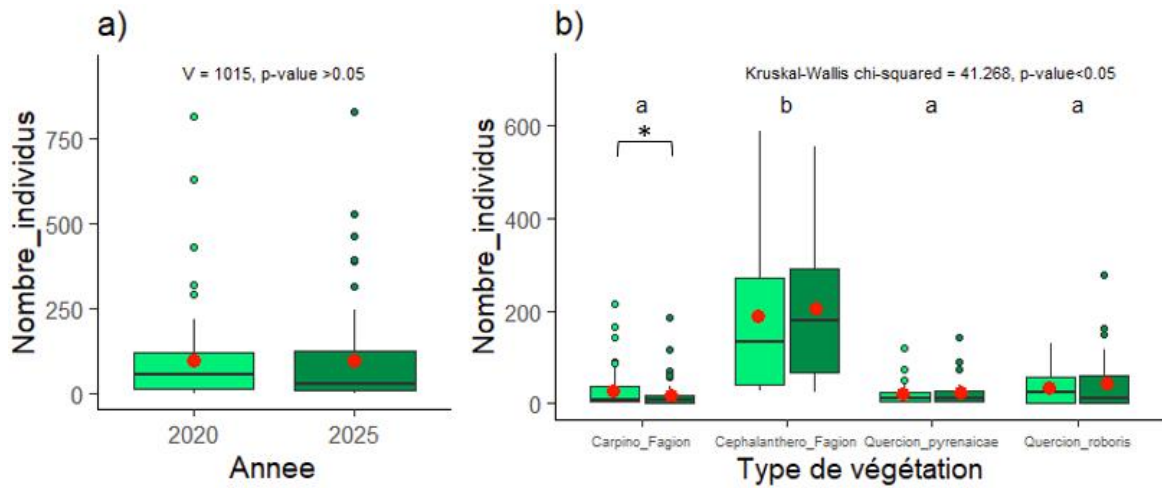


Figure 13 : Comparaison des effectifs de régénération de *Fagus sylvatica* a) par année et b) par type de végétation (Les lettres indiquent une différence significative entre les végétations (p -value < 0.05), les étoiles indiquent une différence significative entre les années (p -value < 0.05) et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

III.4 ANALYSE DES DONNEES CLIMATIQUES

III.4.1 Dette climatique annuelle

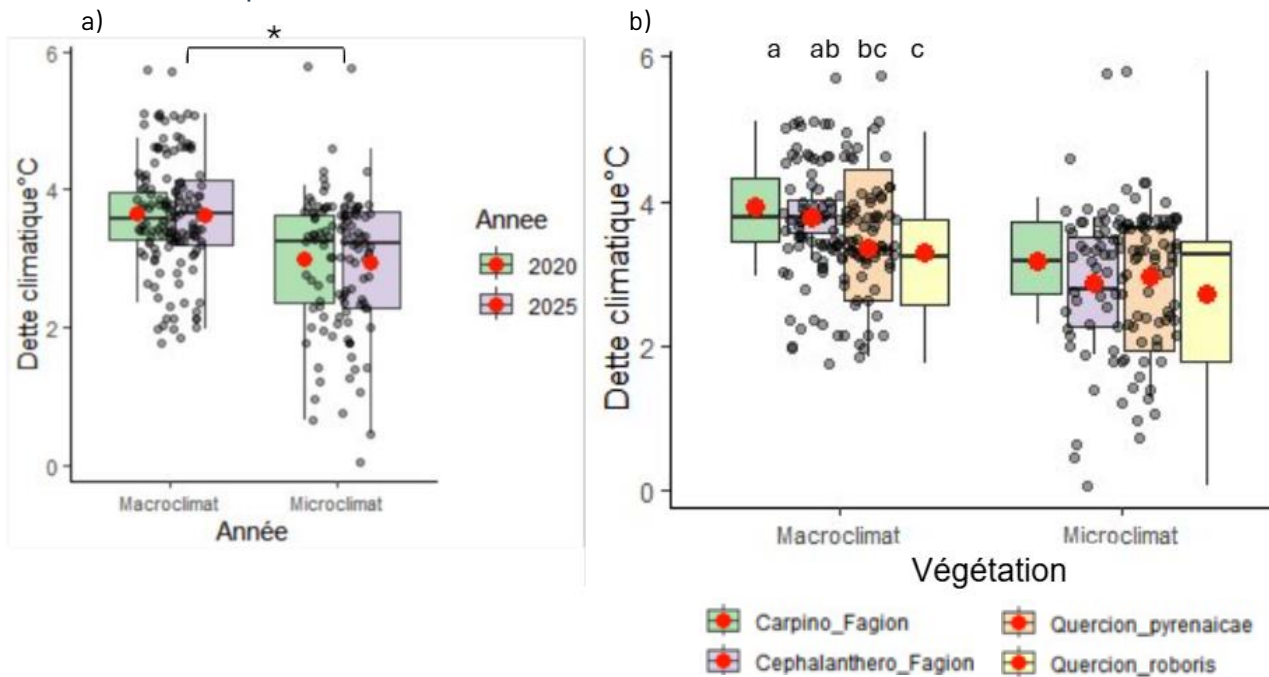


Figure 14 : Comparaisons des moyennes de dette climatique a) par année et b) par échelle climatique (Les lettres indiquent une différence significative entre les végétations (p -value < 0.05), les étoiles indiquent une différence significative entre les années (p -value < 0.05) et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

La dette climatique ne varie pas significativement entre 2020 et 2025, à l'échelle microclimatique ou macroclimatique (0 a). Il y a toutefois une différence significative de 0,68°C entre la dette microclimatique et macroclimatique. Dans les deux cas, les variances sont plutôt importantes, comprises entre 0 et 6°C pour les extrêmes, mais les écart-types sont plus limités (autour de 3 à 4°C pour le macroclimat et 2,5 à 3,5°C pour le microclimat). Enfin, la dette climatique au niveau microclimatique ne diffère pas entre les végétations, alors qu'elle est significativement plus haute pour les forêts du *Carpino Fagion* et plus faible pour celles du *Quercion roboris* au niveau macroclimatique (0 b). Cela témoigne d'une certaine homogénéisation des conditions microclimatiques dans les sous-bois des hêtraies.

III.4.2 Comparaisons saisonnières des échelles climatiques

Températures moyennes et maximales

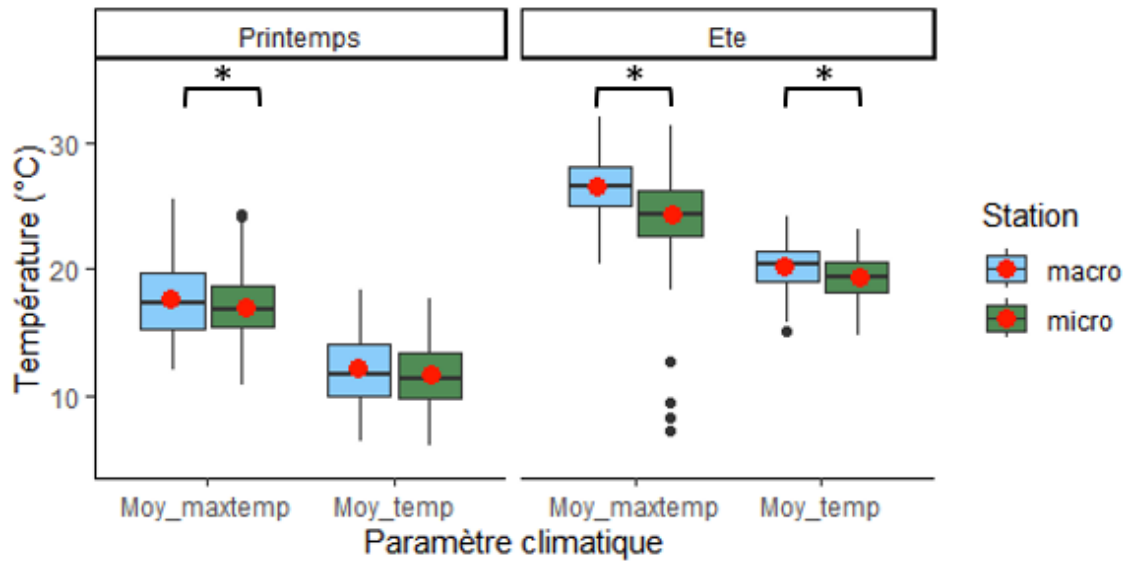


Figure 15 : Comparaison des moyennes de températures moyennes et maximales en fonction de la saison et de l'échelle climatique (les étoiles indiquent une différence significative entre les années (p -value<0.05) et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Les différences entre macro et micro-climat en termes de température sont significatives en été et pour les maximales de températures, toutes saisons confondues (0). L'écart des températures moyennes entre micro et macro-climat est de 0.44°C au printemps et de 0.89°C en été. Pour les températures maximales, l'écart est de 0.63°C au printemps et de 2.17°C en été.

Vapor Pressure Deficit moyen et maximal

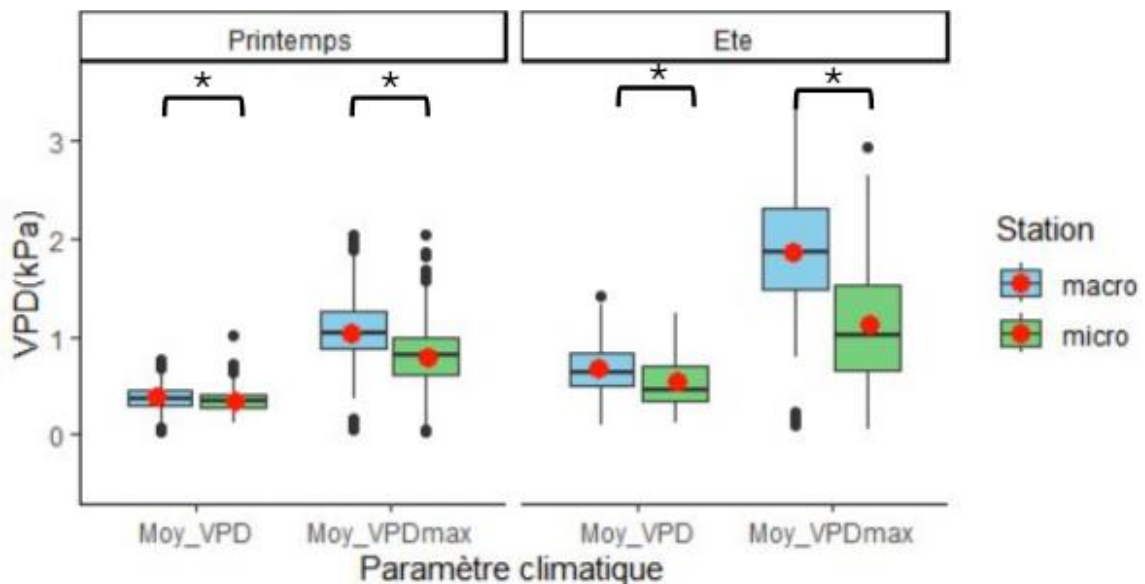


Figure 16 : Comparaison des moyennes de VPD moyen et maximal en fonction de la saison et de l'échelle climatique (les étoiles indiquent une différence significative entre les années (p -value<0.05) et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Les écarts de chaque mesure du VPD en fonction de l'échelle climatique sont significativement différents pour les valeurs moyennes et les valeurs extrêmes, que ce soit pour le printemps ou pour l'été, avec un VPD plus élevé

pour les mesures macroclimatiques (0). Toutefois, il est notable que les différences les plus marquantes entre micro et macroclimat sont pour le VPD maximal, avec 0.26 KPa de différence au printemps et 0.74 KPa de différence en été. C'est aussi pour cette saison que la variance entre les sites est la plus importante. La variance est notablement plus faible dans les autres conditions.

Comparaisons interannuelles des échelles climatiques pour les valeurs estivales extrêmes de la température et du VPD

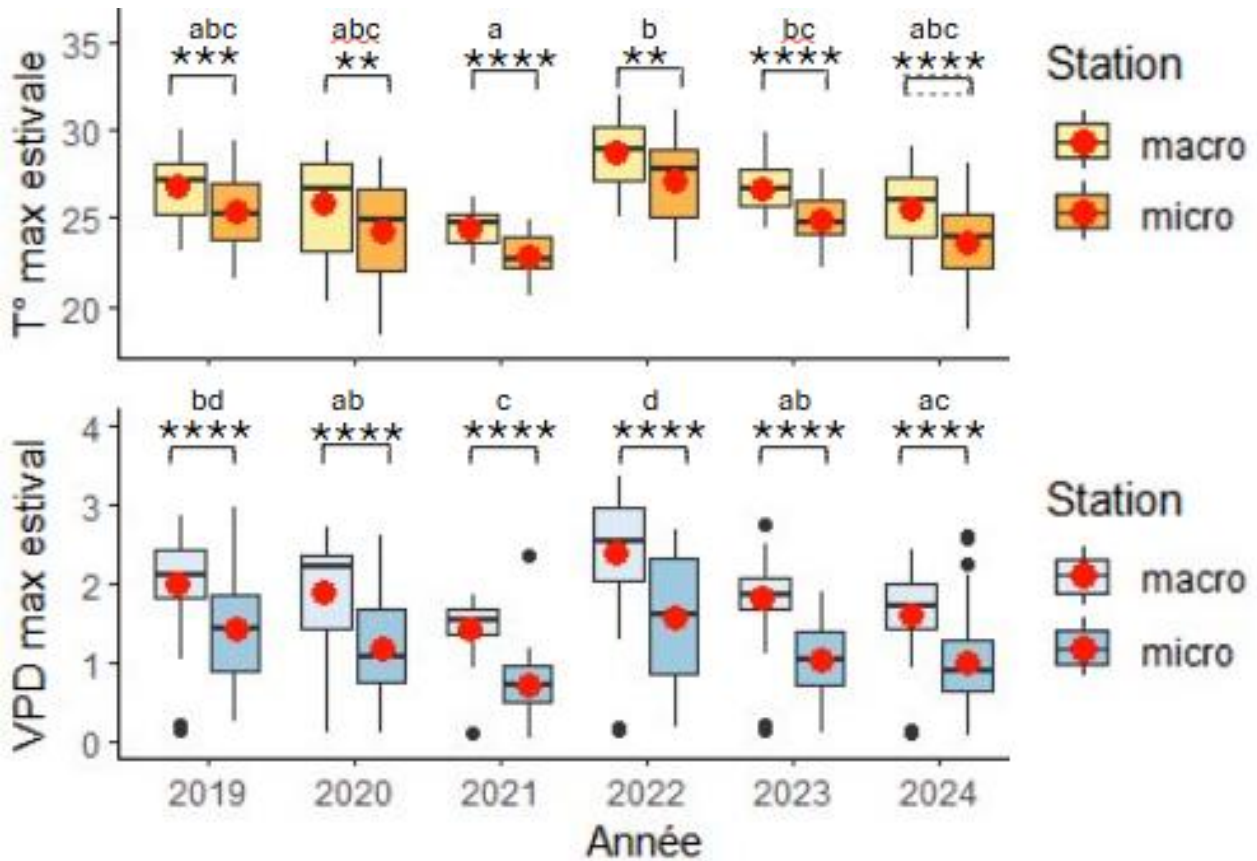


Figure 17 : Evolution de la température maximale et du VPD maximal estival par année et par échelle climatique, entre 2019 et 2024 (les lettres indiquent une différence significative (p -value <0.05) entre les années, les étoiles indiquent une différence significative entre échelle climatique et les points rouges indiquent la moyenne pour chaque paramètre)

Dans la globalité, les valeurs estivales de température maximale et de VPD maximal entre 2019 et 2024 montrent une certaine stabilité, sans trajectoire notable (0). Pour les deux paramètres, les années 2021 et 2022 s'opposent en étant respectivement la plus froide et humide (2021) et la plus chaude et sèche (2022) avec une différence de température maximale d'environ 4°C et de VPDmax de 0.9KPa, que ce soit à l'échelle macro ou microclimatique. Dans tous les cas, les valeurs à l'échelle macroclimatique sont plus fortes qu'à l'échelle microclimatique. Les valeurs de VPD maximal présentent une variance plus forte que celles des températures maximales, indiquant un contraste plus important d'humidité entre les sites et entre les échelles climatiques.

Relation entre les températures maximales microclimatiques et macroclimatiques

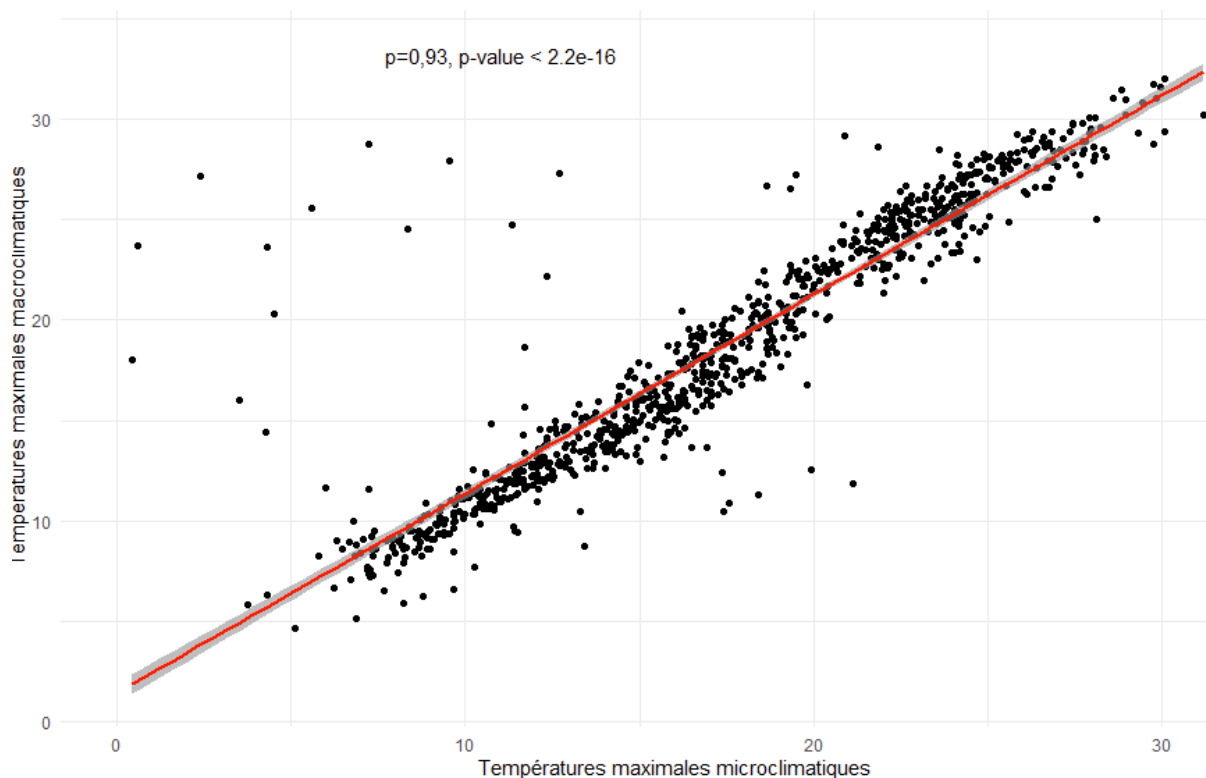


Figure 18 : Relation linéaire des températures maximales du printemps et de l'été, entre les échelles microclimatique et macroclimatique

L'agglomération des points manifeste une relation forte entre les températures maximales mesurées à l'échelle macro et micro-climatique (0). La corrélation de Spearman confirme cette analyse visuelle, avec un coefficient s'élevant à 0.93 et une *p-value* significative. La lecture de ce graphique montre également une faible différence de température entre les deux paramètres : pour une température moyenne de 15°C mesurée à l'échelle macroclimatique, celle-ci est légèrement inférieure à 15°C à l'échelle microclimatique.

L'ensemble des résultats d'analyses présentés ci-dessus sont consultables sous forme de tableaux synthétiques en annexe (Annexe 7 : Tableau des résultats d'analyses pour les données de végétation et Annexe 8 : Tableau des résultats d'analyses pour les données météorologiques).

IV. DISCUSSION

IV.1 COMPOSITION ET FONCTIONNEMENT DES COMMUNAUTÉS VÉGÉTALES

La différence entre communautés végétales est discrètement marquée sur le court terme, tant sur la composition floristique que sur la bio-indication des conditions écologiques exprimée par la végétation. La dissimilarité entre les deux années est légère mais non négligeable, en termes de présence-absence mais aussi en termes d'abondance des espèces au sein des bandes de lecture. Cette différence peut être influencée par quelques biais, comme le déplacement des espèces en dehors de l'échantillon mais également par un potentiel biais observateur entre les deux campagnes d'échantillonnage (Archaux *et al.*, 2009). Par ailleurs, les apparitions et disparitions d'espèces ainsi que les régressions et progressions les plus notables entre les 2 campagnes concernent très majoritairement des espèces rares à l'échelle du réseau et d'abondance très faible, et qui sont donc moins détectables. Ces modifications de composition sont appuyées par la bio-indication des communautés, avec une différence notable pour certains paramètres. De ce fait, l'hypothèse de départ supposant une différence non significative de composition des communautés, est invalidée. Toutefois, ces variations sont de faible intensité d'un point de vue écologique et pourrait être davantage liées à de la variabilité interannuelle.

IV.1.1 Dynamique de maturation forestière

Les premiers changements observés, concernant la baisse de l'indice de luminosité et la hausse de l'indice d'humidité atmosphérique pour certaines végétations, laissent supposer une dynamique de fermeture du milieu, au vu de l'augmentation d'abondance des espèces hygrosциaphiles (Saatkamp *et al.*, 2023). Cette fermeture peut s'expliquer par une gestion forestière liée aux conditions du suivi, limitant l'ouverture et favorisant le développement d'une canopée plus dense (Romeyer *et al.*, 2021b). Cette supposition n'est pas confirmée dans le *Quercion roboris*, où la diminution d'espèces héliophiles n'est pas associée à une augmentation d'espèces hygrophiles. Le développement du couvert herbacé par des espèces sciaphiles (ex : *Luzula sylvatica*) pourraient éventuellement expliquer cette évolution. D'autre part, le microclimat forestier est fortement dépendant du couvert arboré, notamment par l'évapotranspiration des feuilles des arbres (Gobin, 2024). En ce sens, l'analyse du recouvrement de la strate arborée et de la surface terrière seraient des indicateurs pertinents à mettre en lien avec la dynamique de la communauté végétale. L'indice d'humidité atmosphérique semble tout à fait pertinent dans le cadre de cette étude, car il permet de traduire la demande évaporatoire des espèces, détaillée dans l'analyse des paramètres climatiques, mais aussi leur affinité pour l'humidité du sol (Kopecky *et al.*, 2024). L'indice de luminosité est également intéressant : en complément de l'indication d'une ouverture de la canopée (par gestion ou par chute des arbres), il peut contribuer à expliquer une dynamique de thermophilisation (Govaert *et al.*, 2021).

IV.1.2 Evolution du processus de thermophilisation

La variation des températures bioindiquée reste négligeable au sein des sites inventoriés. La thermophilisation reste pourtant une illustration concrète des changements climatiques. Elle peut notamment entraîner une homogénéisation des communautés, par la disparition de certaines espèces, ou par leur remplacement au bénéfice d'espèces plus résistantes aux conditions changeantes du milieu. Cette homogénéisation est une réelle problématique pour la biodiversité, puisqu'elle conduit à diminuer la résilience d'un écosystème (Landuyt *et al.*, 2019). Cependant, dans le cadre de notre étude, les processus d'homogénéisation restent limités, que ce soit par le biais de la disparition (*Nestedness*) ou du remplacement (*Turnover*) d'espèces. Cette observation suit ce qui est retrouvé dans la littérature, puisque les changements de communautés observés semblent intervenir en décalage des changements climatiques observés (De Frenne *et al.*, 2013). De plus, dans le contexte actuel, la thermophilisation est un processus particulièrement probant dans la colonisation des zones d'altitude (Bertrand *et al.*, 2011). Cela s'explique premièrement par une fragmentation des habitats plus marquée en plaine,

notamment en raison d'une anthropisation plus forte qu'aux étages de végétations supérieurs (Bertrand *et al.*, 2011 ; Dullinger *et al.* 2015). Deuxièmement, les espèces de plaine ont une gamme de tolérance aux variations de température plus large que les espèces montagnardes (Bertrand *et al.*, 2011). Il serait alors intéressant, à partir des données de *Community Temperature Index*, de calculer la valence écologique pour chaque échantillon, pour mesurer la potentielle vulnérabilité ou résistance de certaines végétations. Ce paramètre peut également être indicateur de l'homogénéisation de la communauté. En effet, selon Roth *et al.* (2015), si aucune diminution de la variance des températures au sein d'une communauté n'est démontrée, cela induit que les changements climatiques n'ont pas conduit à des communautés plus homogènes en termes de niche thermique des espèces. Dans ce cas, la résilience de l'écosystème est maintenue, au moins pour la niche thermique. Cette mesure peut alors s'appliquer au maximum de paramètres écologiques des communautés floristiques, et doit être mise en parallèle avec la diversité spécifique. En revanche, il est important de souligner que ce processus d'homogénéisation n'est pas forcément visible sur une courte période. Suivant cette hypothèse, Kiebacher *et al.* (2023) décrivent un processus d'« in-filling », consistant en une colonisation d'espèces thermophiles sans observer de disparition des espèces de milieux plus frais. Cela peut également expliquer l'absence de progression significative pour l'indice de température. En ce sens, la pérennisation du suivi est indispensable pour établir des conclusions solides sur les processus climatiques en lien avec la végétation, et observer d'éventuels phénomènes de remplissage, mais également de modification des communautés végétales par la disparition ou le remplacement de certaines espèces. Il a été démontré qu'aujourd'hui, à l'échelle nationale, la thermophilisation observée était majoritairement liée à la colonisation d'espèces thermophiles, plus qu'à l'extinction d'espèces des milieux plus frais (Kiebacher *et al.*, 2023). Par ailleurs, le couvert forestier est un facteur clé limitant la thermophilisation, ce qui peut également expliquer la stabilité de la communauté sur ce point. Un suivi à long terme permettra d'évaluer, à travers des travaux de modélisation, la réponse des espèces identifiées comme étant les plus vulnérables dans les prochaines décennies et susceptibles de disparaître au vu des changements climatiques annoncés à l'échelle régionale (David *et al.*, 2025).

En complément de la flore vasculaire, il est nécessaire de souligner l'importance d'une analyse future de l'évolution des communautés bryophytiques. En effet, par leur vulnérabilité et leur faible tolérance aux variations de température et d'humidité, les bryophytes sont d'une importance clé dans la compréhension des phénomènes climatiques (He *et al.*, 2016). Leur présence non négligeable dans les milieux forestiers et leur bio-indication permettent d'analyser l'impact du réchauffement climatique en fonction de multiples variables : humidité, température, CO₂ (Kiebacher *et al.*, 2023). Une étude poussée des suivis de bryophytes, sur le même modèle que celui de la flore vasculaire, s'avère pertinente pour approfondir les connaissances de l'impact des changements climatiques sur les hêtraies de plaines. Kiebacher *et al.* (2023) ont notamment souligné que le phénomène de thermophilisation, peu visible dans notre étude, était 2,1 fois plus élevé pour ce groupe que pour la flore vasculaire.

IV.1.3 Evolution de la régénération du hêtre

La régénération du hêtre apparaît stable entre 2020 et 2025 à l'échelle de la région, mais diminue dans les hêtraies du *Carpino-Fagion*. Cette diminution observée constitue une des raisons de la mise en place du programme Sentinelles du climat, afin d'observer une éventuelle tendance vers la diminution de régénération du hêtre dans ces végétations. Elle est également la traduction d'un phénomène unique dépendant de facteurs extérieurs au changement climatique, notamment par une variabilité interannuelle ou cyclique illustrée par des "pluies de graines" c'est-à-dire des années avec la production d'une forte quantité de graines. L'intensité de régénération dans le *Cephalanthero-Fagion* peut, quant à elle, s'expliquer par la faible profondeur du sol, induisant un stress hydrique plus important et favorisant alors la production de graines (Romeyer *et al.*, 2021b). Elle peut également être liée à une affinité du hêtre pour une meilleure germination sur substrat calcaire (ED Silva, 2010). D'autre part, l'ensemencement des mâts (ou mâtage), c'est-à-dire la période de fructification des arbres, pourrait être fortement corrélée à la température. En effet, plusieurs auteurs ont démontré une corrélation positive entre les températures estivales et l'ensemencement des mâts, plus qu'avec les précipitations, la sécheresse ou l'aire géographique (Vacciano *et al.*, 2017 ; Drobyshev *et al.*, 2010). Le fait que la reproduction du hêtre ne soit pas directement impactée par le climat peut s'expliquer par l'impact du microclimat sur les jeunes pousses. Le suivi

permettra de visualiser la potentielle évolution des individus vers les classes d'âge supérieures. En effet, des trouées sont nécessaires pour permettre aux jeunes arbustes de se développer (Vinkler, 2005). Par ailleurs, le hêtre est d'ores et déjà vulnérable face aux changements climatiques, affectant négativement sa croissance (Latte *et al.*, 2015, Leuschner, 2024). Le déclin du hêtre dans la région peut également se traduire par une diminution de la croissance des arbres et par une mortalité plus importante (Geßler *et al.*, 2007). Avec l'évolution des changements climatiques, plusieurs modèles annoncent une diminution de la croissance du hêtre d'ici 2050, particulièrement dans les limites de son aire de répartition (Martinez del Castillo *et al.*, 2022 ; Klesse *et al.*, 2024), comme c'est le cas en Nouvelle-Aquitaine (Romeyer *et al.*, 2021b). En effet, la croissance du hêtre est principalement limitée par la disponibilité de l'eau (Klesse *et al.*, 2024). L'augmentation de la fréquence des épisodes de sécheresses (GIEC, 2023) sera alors délétère au développement des individus tel qu'il est connu aujourd'hui. Dans la poursuite du suivi de la régénération, la prise en compte de la hauteur et de la surface terrière du hêtre spécifiquement, participera à une investigation plus approfondie de la vitalité de l'espèce dans le réseau de suivi, indispensable au maintien de la structure de l'habitat. En outre, la comptabilisation des autres essences qui l'accompagnent pourrait contribuer à la connaissance du fonctionnement des massifs forestiers et aux potentielles essences capables de se substituer à *Fagus sylvatica*.

IV.2 ETUDE DES VARIABLES CLIMATIQUES

IV.2.1 Effet tampon du microclimat

Dans le cadre de cette étude, le microclimat forestier semble jouer un effet tampon qui modère les changements climatiques et entretient un environnement propice à la survie des espèces de sous-bois, en conditions normales et extrêmes. Le microclimat n'agit pas seulement sur l'humidité atmosphérique ou sur la température, il permet également de refroidir la température du sol (De Frenne *et al.*, 2013). La canopée est un facteur majeur de l'installation du microclimat, car elle offre des zones d'ombre, limite la température et participe à la conservation d'un pourcentage d'humidité satisfaisant pour les organismes du sous-bois, grâce à l'évapotranspiration et à la surface foliaire qui limite la radiation solaire. Elle intercepte également les précipitations : plus la canopée est dense, moins l'eau de pluie sera en contact avec la végétation du sous-bois. Cependant, en cas de fortes chaleurs, l'évapotranspiration des arbres s'intensifie et contribue à la diminution des ressources en eau disponibles dans le sol, au détriment des espèces du sous-bois (Gobin, 2024). Par ailleurs, les trouées dans la canopée accroissent l'exposition à la lumière et aux ressources en eau par les précipitations, induisant un développement de la strate herbacée (Gobin, 2024). Cela entraîne une modification des cortèges, et potentiellement la disparition de certaines espèces. De ce fait, la structure du couvert forestier va fortement influencer la composition floristique exprimée en sous-bois. Il semble important de rappeler que la densité de couvert n'est pas le seul paramètre permettant de maintenir le microclimat. En effet, comme il a été mentionné précédemment, la topographie permet la création de zones refuges, essentielles au maintien de certaines espèces dans des climats qui semblent défavorables à leur développement. Bien que le couvert forestier offre des conditions propices pour les communautés végétales, c'est en partie la topographie qui permet le maintien de *Fagus sylvatica* dans certaines régions méridionales, pourtant peu favorables à sa survie (Daly *et al.*, 2010 ; Ogée *et al.*, 2024). C'est notamment le cas pour la hêtraie de la vallée du Ciron (Gironde), où l'un des sites du réseau se situe et dont la hêtraie présente une forte patrimonialité, avec des conditions particulières qui permettent d'y retrouver une structure de végétation unique dans la région (Ciron Nature, 2006). Ainsi, Ogée *et al.* (2024) ont constaté des variations de température et d'humidité importantes entre les stations météorologiques situées sur les berges et celles situées sur le plateau, pouvant s'expliquer par la forte influence du cours d'eau sur l'humidité atmosphérique de la vallée. Ces paramètres induisent alors des conditions fraîches et plus humides liées à la proximité de l'eau, participant à la baisse des températures et à l'augmentation de l'humidité, caractéristiques d'un microclimat forestier. Il serait alors intéressant de comprendre le lien entre les conditions climatiques observées pour chaque site et la microtopographie (pente) qui y est associée. Ogée *et al.* (2024) soulignent également que l'influence de la microtopographie est plus importante là où les trouées de canopée sont rares. Cela atteste de l'importance du recouvrement arboré et de son association avec la topographie, qui permettent de maximiser l'effet tampon du microclimat.

Enfin, même si les résultats et la bibliographie attestent de l'effet tampon majeur du microclimat, les paramètres climatiques qu'il exprime restent fortement corrélés à ceux retrouvés à l'échelle macroclimatique. C'est ce qu'illustre la dette climatique, avec une différence claire entre macro et micro-climat, marquant l'effet tampon du microclimat, et qui permet donc de retarder les effets du macroclimat (Richard *et al.*, 2021). Ce constat concerne particulièrement la température, car le VPD entre le microclimat et le macroclimat présente une corrélation moins forte (Annexe 9 : Graphiques représentant la relation linéaire entre les températures moyennes, les VPD moyen et maximal (Printemps+été) aux échelles macroclimatique et microclimatique), probablement en raison de l'influence de l'évapotranspiration en contexte microclimatique. De plus, l'augmentation des températures printanières induit une feuillaison plus précoce des arbres, avant que les espèces vernaies puissent débiter leur floraison (Heberling *et al.*, 2019). Ce décalage phénologique entre les espèces arborées et la végétation du sous-bois est un processus à prendre en compte en termes de conservation, puisqu'il provoque une réduction de la période de luminosité du sous-bois et limite le développement d'une partie de la flore forestière. Ainsi, l'analyse de présence en fonction de la phénologie des espèces pourrait être mise en parallèle avec le recouvrement de la strate arborée. De ce fait, les conditions de recouvrement et la topographie, bien qu'elles contribuent à la résistance des espèces du sous-bois (Zellweger *et al.*, 2020), ne sont pas suffisantes pour limiter l'impact du changement climatique à long terme : elles peuvent simplement permettre de le retarder, comme en témoigne le phénomène de dette climatique. Les actions pour limiter l'augmentation du réchauffement climatique doivent alors s'opérer à plus large échelle (GIEC, 2023).

IV.2.2 Variations intra et interannuelles des variables climatiques

Cette étude a permis d'évaluer les variations interannuelles de température et de VPD entre 2019 et 2024, dressant un premier bilan des évolutions climatiques à court terme sur le réseau de suivi à l'échelle régionale. L'évolution entre 2019 et 2024 reste stable et ne permet pas d'observer une tendance vers l'augmentation des températures ou vers une demande évaporatoire plus élevée. La variabilité interannuelle reste un phénomène naturel, et la mise en lien avec les changements climatiques globaux impliquent une évaluation sur un temps plus long, afin d'observer des tendances robustes. L'analyse des données à plus long terme sera également bénéfique pour l'interprétation des données microclimatiques. En effet, les stations HOBO® présentent parfois des données incomplètes sur des périodes différentes et plus ou moins longues en fonction des sites, en raison de problèmes techniques. Ce manque de données peut générer des biais dans l'interprétation des données météorologiques, particulièrement à court terme, mais qui peuvent être atténués dans les études sur un plus grand nombre d'année (Lebourgeois et Piedallu, 2005). L'utilisation des données quotidiennes pourrait permettre une compréhension des phénomènes biologiques en lien avec le climat, comme le débourrement des feuilles ou la floraison de certaines espèces par exemple. Tous ces éléments démontrent l'utilité d'un programme de surveillance tel que les Sentinelles du Climat, déployé sur le long terme.

Malgré le manque d'observations sur la tendance climatique induit par une étude à court terme, la Nouvelle-Aquitaine reste une région à surveiller : entre 1961 et 2012, le cumul annuel des pluies est en diminution, et particulièrement en hiver (Météofrance, s.d.). Ce phénomène n'est pas anodin : des sols secs dès le début du printemps impactent la suite de l'année, avec une recharge en eau faible avant même que l'évapotranspiration de la végétation ne se mette en place au printemps (Mittelberger *et al.*, 2022). Par ailleurs, le climat aquitain étant à l'origine caractérisé par de fortes pluies printanières (Le Treut, 2013), ces modifications de régime peuvent avoir un impact conséquent sur des cortèges floristiques non adaptés à des épisodes de sécheresse précoces. Le manque d'eau peut également être un facteur de mortalité majeur pour les arbres, modifiant ainsi l'ensemble de la structure de la forêt (Preisler *et al.*, 2019), et donc du microclimat pour la végétation du sous-bois. De plus, la sécheresse édaphique présente un risque important de survenue et de propagation des incendies en forêt, ajoutant un paramètre supplémentaire à la vulnérabilité des essences forestières (Ruffault *et al.*, 2022). En ce sens, l'analyse des précipitations à l'échelle macroclimatique, ainsi que la prise en compte des paramètres climatiques en automne et particulièrement en hiver, pourraient être mises en lien avec les évolutions observables au printemps et en été.

Au niveau des températures, elles ont augmenté d'environ 1,4°C depuis 1950, avec des hausses de température particulièrement importantes en été (RAC, 2024). La baisse des précipitations et l'augmentation des

températures conduisent à une forte évapotranspiration du sol et des plantes, et donc à des risques de sécheresse élevés (Le Treut, 2013). Il semble important de mentionner que les changements climatiques en France, ne se manifesteront pas seulement par une intensification des anomalies météorologiques, mais surtout par une augmentation de leur fréquence (Le Treut, 2013). Par ailleurs, au niveau national, la région Nouvelle-Aquitaine pourrait être une des plus exposées au changement climatique (Le Treut, 2013). Des projections centrées sur la région sont alors capitales dans la compréhension des phénomènes pouvant impacter les écosystèmes. Cependant, il faut bien prendre en compte que ce travail de modélisation est plus fiable lorsqu'il est réalisé à grande échelle (Le Treut, 2013). Même si l'observation des variations climatiques à court terme ne permet pas de distinguer une tendance robuste, il peut être souligné que l'été 2022 se distingue des autres par des variables extrêmes plus élevées que pour les autres années prises en compte dans cette étude. En effet, ce fut une année charnière et éloquente dans l'illustration du réchauffement climatique en France, et particulièrement en Nouvelle-Aquitaine. Il s'agit en effet d'une des années les plus sèches et chaudes depuis le début du 21^{ème} siècle en France (Mittelberger *et al.*, 2022). Les records de sécheresse et de température observés, tant en intensité qu'en longueur, l'inscrivent dans une perspective d'illustration du réchauffement climatique (Mittelberger *et al.*, 2022). Face à ces aléas extrêmes, il faut donc ré-affirmer l'importance de l'effet tampon joué par le microclimat en termes de réduction du VPD et de la température en sous-bois.

IV.3 LIMITES GÉNÉRALES DE L'ÉTUDE ET PERSPECTIVES

Les résultats émanant de cette étude présentent un certain nombre de limites concernant le cadre en lui-même, qu'il est nécessaire de prendre en compte dans leur interprétation.

Premièrement, le faible nombre de sites recensés limite la robustesse statistique des résultats et génère plusieurs problématiques dans leur analyse. Tout d'abord, la disparité du nombre d'échantillons entre chaque végétation (Annexe 2 : synthèse des sites de suivi de hêtraies de plaine de Nouvelle-Aquitaine) peut créer une disparité dans l'interprétation et dans la significativité des résultats. Le renforcement du réseau par l'ajout de nouveaux sites, particulièrement pour les végétations les moins représentées, valorisera les résultats des futures analyses et diminuera les biais statistiques. Il faut toutefois souligner que certaines végétations sont moins présentes sur le territoire du fait de leurs caractéristiques écologiques (Romeyer *et al.*, 2021b). C'est également le cas pour effacer les disparités entre communautés liées aux historiques de gestion de chaque site (Annexe 2 : synthèse des sites de suivi de hêtraies de plaine de Nouvelle-Aquitaine) : cet effet de gestion du passé n'a pas été pris en compte dans ce sujet, mais impacte également la composition des communautés observables aujourd'hui (Ponce *et al.*, 1998). Ensuite, l'autocorrélation spatiale peut induire un biais important : l'éloignement entre les échantillons reste minime, ce qui a probablement été à l'origine de la significativité de certains résultats, malgré la très faible différence qui a pu être observée (Dale & Fortin, 2002). Il en est de même pour les données météorologiques, où la même valeur des paramètres climatiques était appliquée pour chacune des bandes, et donc notamment pour le calcul de la dette climatique, en lien avec une station météorologique unique pour chaque site. Cette autocorrélation est liée au faible nombre de sites inclus dans le réseau. Cela implique d'associer les résultats uniquement à ce qui a été échantillonné, et de ne pas les extrapoler à l'échelle régionale. Enfin, la quantification de la végétation par abondance-dominance représente un potentiel biais observateur dans le cadre d'un suivi, en plus d'être peu précise pour évaluer des variations fines de cortèges. C'est à ce titre qu'un protocole d'évaluation par fréquence d'occurrence au sein de chaque bande a été mis en place, et permettra une analyse plus fine des données de végétation (Annexe 1: Note sur l'optimisation du protocole de suivi floristique en forêts à Hêtre).

De nombreuses perspectives découlent de ce travail. En premier lieu, il s'agira d'exploiter les données bryologiques récoltées sur le terrain de façon standardisée en 2025, ce qui permettra de suivre les dynamiques des communautés bryophytiques, et de les mettre en regard avec les réponses de la flore vasculaire face au climat. La prise en compte de l'évolution de la croissance et de la régénération du hêtre sera également un enjeu capital dans la surveillance des habitats de hêtraies. La poursuite du travail lors des prochaines campagnes de suivi, en prenant en compte la fréquence d'occurrence des espèces, orientera vers des analyses plus précises sur les changements des communautés et sur l'évolution de chaque espèce. La pérennisation du réseau est indispensable sur le long terme pour observer des tendances concluantes. Cela passera également par sa

consolidation avec l'ajout de nouveaux sites, ce qui permettra d'obtenir des données probantes sur les tendances climatiques et sur les dynamiques de végétations de sous-bois qui y sont associées.

V. CONCLUSION

Ce travail a permis de fournir des premiers éléments sur les variations floristiques dans les hêtraies planitiaires de Nouvelle-Aquitaine à court terme, depuis la mise en place du réseau de suivi en 2020. Il s'agissait, par ailleurs, de réaliser un travail de comparaison entre échelles climatiques au sein du réseau des Sentinelles du Climat pour cet habitat. L'exploration de ces données contribue à la connaissance de l'impact de l'humidité comme facteur déterminant dans la composition des communautés forestières, avec un travail bibliographique démontrant son importance dans la croissance de *Fagus sylvatica*, mais également dans l'influence de la température sur l'évapotranspiration et donc de la demande évaporatoire en contexte macroclimatique.

Les décalages observés entre les deux campagnes d'échantillonnage (2020-2025) en termes de composition floristique sont pour l'instant très légers, et difficiles à distinguer de la variabilité interannuelle « classique » des cortèges. On peut toutefois noter une baisse globale de l'indice de luminosité et une hausse de l'indice d'humidité atmosphérique pour certaines végétations, traduisant une probable dynamique de maturation forestière. A l'inverse, le processus de thermophilisation des cortèges n'a pas été décelé pour cet intervalle de temps. Cela est cohérent avec l'existence d'une dette climatique qui peut s'avérer importante dans le cas des écosystèmes forestiers.

La régénération du Hêtre en sous-bois montre une relative stabilité sur le pas de temps étudié à l'échelle du réseau de surveillance. Cependant, on observe une diminution significative de cette régénération (passant de 27 individus en moyenne à 17) dans le cas des hêtraies sur sols neutres à basiques du *Carpino betuli-Fagion sylvaticae*. Cela constitue une première alerte sur de potentielles difficultés de régénération car ce type de hêtraies est le plus répandu dans le Bassin aquitain. Il existe malgré tout une variabilité interannuelle pour cet indicateur et il sera nécessaire d'évaluer sa tendance à plus long terme.

L'ensemble des analyses climatiques confirme bien le rôle du microclimat dans l'atténuation des variables climatiques, et comme étant un des leviers dans la conservation de certaines espèces. Sa forte corrélation avec les évolutions macroclimatiques le rend en effet dépendant du réchauffement en cours. La poursuite du suivi renforcera l'évaluation des modifications de cortèges identifiés dans le cadre de ce travail. C'est également dans cette dynamique que l'analyse des données météorologiques est produite. Les variations climatiques s'inscrivent dans un ensemble complexe d'interactions entre la végétation et son environnement abiotique, qui s'influencent mutuellement.

BIBLIOGRAPHIE

- ARCHAUX, F., GOSSELIN F., BERGES L., CHEVALIER R., 2006 - Effects of Sampling Time, Species Richness and Observer on the Exhaustiveness of Plant Censuse. *Journal of Vegetation Science* 17(3) : 299-306.
- BASELGA, A. 2010 - Partitioning the Turnover and Nestedness Components of Beta Diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19(1) : 134-43
- BERTRAND, R., LENOIR, J., PIEDALLU, C., RIOFRIO-DILLON, G., RUFFRAY, P. DE, VIDAL, C., PIERRAT, J.-C., GEGOUT, J.-C., 2011 - Changes in Plant Community Composition Lag behind Climate Warming in Lowland Forests. *Nature* 479(7374) : 517-20.
- BERTRAND, R., RIOFRIO-DILLON, G., LENOIR, J., DRAPIER, J., DE RUFFRAY, P., GEGOUT, J.-C., LOREAU, M., 2016 - Ecological Constraints Increase the Climatic Debt in Forests. *Nature Communications* 7(1) : 12643.
- BORDERIEUX, J. 2023 - *Persistance ou adaptation de la flore forestière face aux effets conjugués du réchauffement climatique, de la fragmentation des forêts et du microclimat* ? PhD Thesis. AgroParisTech. 192 p.
- BORDERIEUX, J., GEGOUT, J.-C., SERRA-DIAZ, J.M., 2024 - Extinction Drives Recent Thermophilization but Does Not Trigger Homogenization in Forest Understorey. *Nature Ecology & Evolution* 8(4) : 695-704.
- BRAMER, I., ANDERSON, B.J., BENNIE, J., BLADON, A.J., DE FRENNE, P., HEMMING, D., HILL, R.A., KEARNEY, M.R., KÖRNER, C., KORSTJENS, A.H., LENOIR, J., MACLEAN, I.M.D., MARSH, C.D., MORECROFT, M.D., OHLEMÜLLER, R., SLATER, H.D., SUGGITT, A.J., ZELLWEGER, F., GILLINGHAM, P.K., 2018 - Chapter Three - Advances in Monitoring and Modelling Climate at Ecologically Relevant Scales. In *Advances in Ecological Research* (58). Next Generation Biomonitoring : Part 1. Academic Press : 101-161.
- BROCARD, D., GILLET, F., LEGENDRE, P., 2018 - *Numerical Ecology with R*. Springer. 435 p.
- CALVIN, K., DASGUPTA, D., KRINNER, G., MUKHERJI, A., THORNE, P.W., TRISOS, C., ROMERO, J., ALDUNCE, P., BARRETT, K., BLANCO, G., CHEUNG, W.W.L., CONNORS, S., DENTON, F., DIONGUE-NIANG, A., DODMAN, D., GARSCHAGEN, M., GEDEN, O., HAYWARD, B., JONES, C., JOTZO, F., KRUG, T., LASCO, R., LEE, Y.-Y., MASSON-DELMOTTE, V., MEINSHAUSEN, M., MINTENBECK, K., MOKSSIT, A., OTTO, F.E.L., PATHAK, M., PIRANI, A., POLOCZANSKA, E., PÖRTNER, H.-O., REVI, A., ROBERTS, D.C., ROY, J., RUANE, A.C., SKEA, J., SHUKLA, P.R., SLADE, R., SLANGEN, A., SOKONA, Y., SÖRENSON, A.A., TIGNOR, M., VAN VUUREN, D., WEI, Y.-M., WINKLER, H., ZHAI, P., ZOMMERS, Z., HOURCADE, J.-C., JOHNSON, F.X., PACHAURI, S., SIMPSON, N.P., SINGH, C., THOMAS, A., TOTIN, E., ARIAS, P., BUSTAMANTE, M., ELGIZOULI, I., FLATO, G., HOWDEN, M., MENDEZ-VALLEJO, C., PEREIRA, J.J., PICHES-MADRUGA, R., ROSE, S.K., SAHEB, Y., SANCHEZ RODRIGUEZ, R., ÜRGE-VORSATZ, D., XIAO, C., YASSAA, N., ALEGRIA, A., ARMOUR, K., BEDNAR-FRIEDL, B., BLOK, K., CISSE, G., DENTENER, F., ERIKSEN, S., FISCHER, E., GARNER, G., GUIVARCH, C., HAASNOOT, M., HANSEN, G., HAUSER, M., HAWKINS, E., HERMANS, T., KOPP, R., LEPRINCE-RINGUET, N., LEWIS, J., LEY, D., LUDDEN, C., NIAMIR, L., NICHOLLS, Z., SOME, S., SZOPA, S., TREWIN, B., VAN DER WIJST, K.-I., WINTER, G., WITTING, M., BIRT, A., HA, M., ROMERO, J., KIM, J., HAITES, E.F., JUNG, Y., STAVINS, R., BIRT, A., HA, M., ORENDAIN, D.J.A., IGNON, L., PARK, S., PARK, Y., REISINGER, A., CAMMARAMO, D., FISCHLIN, A., FUGLESTVEDT, J.S., HANSEN, G., LUDDEN, C., MASSON-DELMOTTE, V., MATTHEWS, J.B.R., MINTENBECK, K., PIRANI, A., POLOCZANSKA, E., LEPRINCE-RINGUET, N., PEAN, C., 2023 - *IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- CAUDULLO, G., WELK, E., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., 2017 - Chorological Maps for the Main European Woody Species. *Data in Brief* 12 : 662-666.
- CIRON NATURE, 2006 - *Synthèse du DOCOB de la Vallée du Ciron*. Disponible à l'adresse : https://www.syndicatduciron.com/_files/ugd/908dae_14a6c1a4fe294c3ca7d3e4f4588e96e2.pdf [consulté le 11 décembre 2025].
- CNPF NOUVELLE-AQUITAINE. 2023 - *Le changement climatique et la forêt en Nouvelle Aquitaine*. CNPF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux. 32 p.

- DALE, M.R.T., FORTIN, M.-J., 2002 - Spatial autocorrelation and statistical tests in ecology. *Ecoscience* 9 (2) : 162-167.
- DALY, C., CONKLIN, D.R., UNSWORTH, M.H., 2010 - Local Atmospheric Decoupling in Complex Topography Alters Climate Change Impacts. *International Journal of Climatology* 30 (12): 1857-1864.
- DAVID R., ROMÉYER K., CHAMMARD E., OLICARD L., VIDEAU A., BONIFAIT S., FY F., LEBLOND N., CAZE G., 2025 - *La flore menacée par le changement climatique en Nouvelle-Aquitaine - Première liste des espèces identifiées selon la projection de l'évolution des aires climatiques au cours du XXI^e siècle*. Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique (coord.), Conservatoire Botanique National du Massif central et Conservatoire Botanique National des Pyrénées et Midi-Pyrénéens, Audenge. 80 p. + annexes
- DE FRENNE, P., BEUGNON, R., KLINGES, D., LENOIR, J., NIITYNEN, P., PINCEBOURDE, S., SENIOR, R.A., AALTO, J., CHYTRÝ, K., GILLINGHAM, P.K., GREISER, C., GRIL, E., HAESSEN, S., KEARNEY, M., KOPECKÝ, M., LE ROUX, P.C., LUOTO, M., MACLEAN, I., MAN, M., PENCZYKOWSKI, R., VAN DEN BRINK, L., VAN DE VONDEL, S., DE PAUW, K., LEMBRECHTS, J.J., KEMPPINEN, J., VAN MEERBEEK, K., 2025 - Ten Practical Guidelines for Microclimate Research in Terrestrial Ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 16 (2): 269-294.
- DE FRENNE, P., RODRIGUEZ-SANCHEZ, F., COOMES, D.A., BAETEN, L., VERSTRAETEN, G., VELLEND, M., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BROWN, C.D., BRUNET, J., CORNELIS, J., DECOCQ, G.M., DIERSCHKE, H., ERIKSSON, O., GILLIAM, F.S., HEDL, R., HEINKEN, T., HERMY, M., HOMMEL, P., JENKINS, M.A., KELLY, D.L., KIRBY, K.J., MITCHELL, F.J.G., NAAF, T., NEWMAN, M., PETERKEN, G., PETRIK, P., SCHULTZ, J., SONNIER, G., VAN CALSTER, H., WALLER, D.M., WALTHER, G.-R., WHITE, P.S., WOODS, K.D., WULF, M., GRAAE, B.J., VERHEYEN, K., 2013 - Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (46): 18561-18565.
- DENGLER, J., JANSEN, F., CHUSOVA, O., HÜLLBUSCH, E., NOBIS, M.P., VAN MEERBEEK, K., AXMANOVA, I., BRUUN, H.H., CHYTRÝ, M., GUARINO, R., 2023 - Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0. *Vegetation Classification and Survey* 4 :7-29
- DROBYSHEV, I., ÖVERGAARD, R., SAYGIN, I., NIKLASSON, M., HICKLER, T., KARLSSON, M., SYKES, M.T., 2010 - Masting Behaviour and Dendrochronology of European Beech (*Fagus Sylvatica* L.) in Southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 259 (11): 2160-2171.
- DULLINGER, S., GATTRINGER, A., THUILLER, W., MOSER, D., ZIMMERMANN, N.E., GUISAN, A., WILLNER, W., PLUTZAR, C., LEITNER, M., MANG, T., 2012 - Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature climate change* 2 : 619-622.
- GEGOUT, J., 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 : 257-260.
- GEBLER, A., KEITEL, C., KREUZWIESER, J., MATYSSEK, R., SEILER, W., RENNENBERG, H., 2007 - Potential Risks for European Beech (*Fagus Sylvatica* L.) in a Changing Climate. *Trees* 21(1): 1-11.
- Gobin, R., 2014 - *Contribution relative de la végétation du sous-bois dans la consommation en eau des placettes forestières soumises aux changements de climat et de pratiques*. PhD Thesis. Université d'Orléans. 148 p.
- HE, X., HE, K.S., HYVÖNEN, J., 2016 - Will bryophytes survive in a warming world ? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 19 : 49-60.
- IGN, 2023 - Inventaire National Forestier - Méthodologie. Disponible à l'adresse : <https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/methodologie-2023.pdf> [consulté le 11 décembre 2025].
- IGN, 2024 - Inventaire forestier - Memento. Disponible à l'adresse : https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/memento_2024.pdf [consulté le 11 décembre 2025]
- JULVE, P., 2016 - *Baseflor : Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France*. Version d'août 2016 [en ligne]. Disponible à l'adresse : https://www.researchgate.net/publication/302925607_baseflor [consulté le 11 décembre 2025].

- KIEBACHER, T., MEIER, M., KIPFER, T., ROTH, T., 2023 - Thermophilisation of Communities Differs between Land Plant Lineages, Land Use Types and Elevation. *Scientific Reports* 13 (1): 11395.
- KLESSE, S., PETERS, R.L., ALFARO-SANCHEZ, R., BADEAU, V., BAITTINGER, C., BATTIPAGLIA, G., BERT, D., BIONDI, F., BOSELA, M., BUDEANU, M., ČADA, V., CAMARERO, J.J., CAVIN, L., CLAESSENS, H., CRETAN, A.-M., ČUFAR, K., DE LUIS, M., DORADO-LIÑAN, I., DULAMSUREN, C., ESPELTA, J.M., GARAMSZEGI, B., GRABNER, M., GRICAR, J., HACKET-PAIN, A., HANSEN, J.K., HARTL, C., HEVIA, A., HOBI, M., JANDA, P., JUMP, A.S., KASPAR, J., KAZIMIROVIC, M., KEREN, S., KREYLING, J., LAND, A., LATTE, N., LEBOURGEOIS, F., LEUSCHNER, C., LEVESQUE, M., LONGARES, L.A., DEL CASTILLO, E.M., MENZEL, A., MERELA, M., MIKOLAS, M., MOTTA, R., MUFFLER, L., NEYCKEN, A., NOLA, P., PANAYOTOV, M., PETRITAN, A.M., PETRITAN, I.C., POPA, I., PRISLAN, P., LEVANIC, T., ROIBU, C.-C., RUBIO-CUADRADO, Á., SANCHEZ-SALGUERO, R., ŠAMONIL, P., STAJIC, B., SVOBODA, M., TOGNETTI, R., TOROMANI, E., TROTSIUK, V., VAN DER MAATEN, E., VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M., VANNOPPEN, A., VASICKOVA, I., VON ARX, G., WILMKING, M., WEIGEL, R., ZLATANOV, T., ZANG, C., BURAS, A., 2024 - No Future Growth Enhancement Expected at the Northern Edge for European Beech Due to Continued Water Limitation. *Global Change Biology* 30 (10): e17546.
- KOPECKÝ, M., HEDEROVA, L., MACEK, M., KLINEROVA, T., WILD, J., 2024 - Forest Plant Indicator Values for Moisture Reflect Atmospheric Vapour Pressure Deficit Rather than Soil Water Content. *New Phytologist* 244 (5): 1801-1811.
- LANDMANN, G., DUPOUEY, J.-L., BADEAU, V., LEFEVRE, Y., BRED, N., NAGELEISEN, L.-M., CHUINE, I., LEBOURGEOIS, F.F., 2007 - Le hêtre face aux changements climatiques. *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 29-38.
- LANDUYT, D., DE LOMBAERDE, E., PERRING, M.P., HERTZOG, L.R., AMPOORTER, E., MAES, S.L., DE FRENNE, P., MA, S., PROESMANS, W., BLONDEEL, H., SERCU, B.K., WANG, B., WASOF, S., VERHEYEN, K., 2019 - The Functional Role of Temperate Forest Understorey Vegetation in a Changing World. *Global Change Biology* 25 (11): 3625-3641.
- LEBOURGEOIS, F., BRED, N., ULRICH, E., GRANIER, A., 2005 - Climate-Tree-Growth Relationships of European Beech (*Fagus Sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees* 19 (4): 385-401.
- LEBOURGEOIS, F., PIEDALLU, C., 2005 - Appréhender le niveau de sécheresse dans le cadre des études stationnelles et de la gestion forestière à partir d'indices bioclimatiques. *Revue Forestière Française* 57: 331-356.
- LENOIR, J., GEGOUT, J.C., MARQUET, P.A., 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, J.-C., 2015 - Climate-related range shifts - a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography* 38 : 15-28
- LE TREUT, H., 2013 - Chapitre 1 : Du climat global au climat régional. In : *Les impacts du changement climatique en Aquitaine. À la croisée des sciences*. Presses Universitaires de Bordeaux.
- LEUSCHNER, C., BAT-ENEREL, B., 2024 - Effects of Heat, Elevated Vapor Pressure Deficits and Growing Season Length on Growth Trends of European Beech. *Frontiers in Forests and Global Change* 7.
- MALLARD, F., COURDECHET, L., 2019 - *Climate Sentinels Research Program : Developing Indicators of the Effectsof Climate Change on Biodiversityin the Region of New Aquitaine (SouthWest, France)*.
- MARCHAND, P., s.d. - *Modèles additifs généralisés*. Disponible à l'adresse : https://pmarchand1.github.io/ECL8202/notes_cours/07-Modeles_additifs_generalises.pdf [consulté le 11 décembre 2025].
- MARTINEZ DEL CASTILLO, E., ZANG, C.S., BURAS, A., HACKET-PAIN, A., ESPER, J., SERRANO-NOTIVOLI, R., HARTL, C., WEIGEL, R., KLESSE, S., RESCO DE DIOS, V., SCHARNWEBER, T., DORADO-LIÑAN, I., VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M., VAN DER MAATEN, E., JUMP, A., MIKAC, S., BANZRAGCH, B.-E., BECK, W., CAVIN, L., CLAESSENS, H., ČADA, V., ČUFAR, K., DULAMSUREN, C., GRICAR, J., GIL-PELEGRIN, E., JANDA, P., KAZIMIROVIC, M., KREYLING, J., LATTE, N., LEUSCHNER, C., LONGARES, L.A., MENZEL, A., MERELA, M., MOTTA, R., MUFFLER, L., NOLA, P., PETRITAN, A.M., PETRITAN, I.C., PRISLAN, P., RUBIO-CUADRADO, Á., RYDVAL, M., STAJIC, B., SVOBODA, M., TOROMANI, E., TROTSIUK, V., WILMKING, M., ZLATANOV, T., DE LUIS, M., 2022 - Climate-Change-Driven Growth Decline of European Beech Forests. *Communications Biology* 5 (1): 163.

- MEDDOUR, R., 2011 - *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenien*. PhD Thesis. Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou. 40 p.
- METEO FRANCE. 2024a. « Qu'est-ce que la température ? | Météo-France ». Disponible à l'adresse : <https://meteofrance.com/comprendre-la-meteo/temperatures/quest-ce-que-la-temperature> [consulté le 11 décembre 2025].
- METEO FRANCE. 2024b. « Qu'est-ce que l'humidité ? | Météo-France ». Disponible à l'adresse : <https://meteofrance.com/actualites-et-dossiers/comprendre-la-meteo/quest-ce-que-lhumidite> [consulté le 11 décembre 2025].
- MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE, 2025 - *Les forêts en France – Extrait du bilan environnemental 2024*. Données et études statistiques pour le changement climatique, l'énergie, l'environnement, le logement, et les transports. Consulté le 28 juillet 2025. Disponible à l'adresse : <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/les-forets-en-france-synthese-des-connaissances-en-2024> [consulté le 11 décembre 2025].
- MITTELBERGER, S., SOUBEYROUX, J.-M., BATTE, L., 2024 - La sécheresse 2022 en France : retour vers le futur. *LHB* 110 (1): 2304351.
- OGEE, J., WALBOTT, M., BARBETA, A., CORCKET, E., BRUNET, Y., 2024 - Decametric-Scale Buffering of Climate Extremes in Forest Understorey within a Riparian Microrefugia : The Key Role of Microtopography. *International Journal of Biometeorology* 68 (9): 1741-1755.
- PONCE, R., ULRICH, E., GARNIER, F., 1998 - RENECOFOR—Essai de synthèse sur l'histoire des 102 peuplements du réseau. Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques, Fontainebleau. 235 p.
- RAMEAU, J.-C., MANSION, D., DUME, G., GAUBERVILLE, C., 2018. *Flore forestière française tome 1, Plaines et collines : Nouvelle édition revue et augmentée*. CNPF-IDF. 2464 p.
- RENAUD, V., REBETEZ, M., 2009 - Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland during the exceptionally hot summer of 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 149 (5): 873-880.
- RESEAU ACTION CLIMAT, 2024 - *La France face au changement climatique : toutes les régions impactées*. Disponible à l'adresse : https://reseauactionclimat.org/wp-content/uploads/2024/09/rac_climat-region-rapport_12-web.pdf [consulté le 11 décembre 2025].
- RICHARD, B., DUPOUEY, J.-L., CORCKET, E., ALARD, D., ARCHAU, F., AUBERT, M., BOULANGER, V., GILLET, F., LANGLOIS, E., MACE, S., MONTPIED, P., BEAUFILS, T., BEGEOT, C., BEHR, P., BOISSIER, J.-M., CAMARET, S., CHEVALIER, R., DECOCQ, G., DUMAS, Y., EYNARD-MACHET, R., GEGOUT, J.-C., HUET, S., MALECOT, V., MARGERIE, P., MOULY, A., PAUL, T., RENAUX, B., RUFFALDI, P., SPICHER, F., THIRION, E., ULRICH, E., NICOLAS, M., LENOIR, J., 2021 - The Climatic Debt Is Growing in the Understorey of Temperate Forests: Stand Characteristics Matter. *Global Ecology and Biogeography* 30 (7): 1474-1487.
- ROMEYER, K., DAVID, R., FOULER, A., INFANTE, M., ABADIE, J.-C., BELAUD, A., CHABROL, L., CHARISSOU, I., CLERO, C., EMERIO, T., FY, F., HOVER, A., LAFON, P., LAUGAREIL, S., MADY, M., NAWROT, O., OLCARD, L., PIOCH, J., VALLEZ, E., CAZE, G., 2021a - *Suivi et évolution de communautés végétales sensibles au changement climatique en Nouvelle-Aquitaine*. In : Programme Les Sentinelles Du Climat – Tome X : Réponses Des Espèces Animales et Végétales Face Au Changement Climatique et Pistes d'actions de Conservation de La Biodiversité En Région Nouvelle-Aquitaine. Cistude Nature, 53-110.
- ROMEYER, K., HOVER, A., LAFON, P., DAVID, R., 2021b - *Les forêts à Hêtre de plaines de Nouvelle-Aquitaine. Typologie, écologie, répartition, suivi et déterminisme climatique*. Conservatoire Botanique National Sud Atlantique, Audenge. 265 p.
- ROTH, T., PLATTNER, M., AMRHEIN, V., 2014 - Plants, Birds and Butterflies: Short-Term Responses of Species Communities to Climate Warming Vary by Taxon and with Altitude. *PLOS ONE* 9 (1): e82490.
- SAATKAMP, A., FALZON, N., ARGAGNON, O., NOBLE, V., DUTOIT, T., MEINER, E., 2023 - Calibrating ecological indicator values and niche width for a Mediterranean flora. *Plant Biosystems* 157 : 301-311.

- ULRICH, E., 1995 - Le Réseau RENECOFOR : objectifs et réalisation. *Revue forestière française* 47 (2): 107-124.
- VACCHIANO, G., HACKET-PAIN, A., TURCO, M., MOTTA, R., MARINGER, J., CONEDERA, M., DROBYSHEV, I., ASCOLI, D., 2017 - Spatial Patterns and Broad-Scale Weather Cues of Beech Mast Seeding in Europe. *New Phytologist* 215 (2): 595-608.
- VINKLER, I., 2005 - Gestion du couvert et régénération de la hêtraie : les intérêts d'un abri léger. *Revue forestière française* 57 (2): 159-174.
- WIENS, J.J., 2016 - Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. *PLOS Biology* 14 (12): e2001104.
- ZELLWEGER, F., DE FRENNE, P., LENOIR, J., VANGANSBEKE, P., VERHEYEN, K., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., BAETEN, L., HEDL, R., BERKI, I., BRUNET, J., VAN CALSTER, H., CHUDOMELOVA, M., DECOCQ, G., DIRNBÖCK, T., DURAK, T., HEINKEN, T., JAROSZEWICZ, B., KOPECKÝ, M., MALIS, F., MACEK, M., MALICKI, M., NAAF, T., NAGEL, T.A., ORTMANN-AJKAI, A., PETRIK, P., PIELECH, R., RECYNSKA, K., SCHMIDT, W., STANDOVAR, T., ŚWIERKOSZ, K., TELEKI, B., VILD, O., WULF, M., COOMES, D., 2020 - Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368 (6492): 772-775.

ANNEXES

ANNEXE 1 : NOTE SUR L'OPTIMISATION DU PROTOCOLE DE SUIVI FLORISTIQUE EN FORETS A HETRE

CONTEXTE

Les éléments suivants sont issus d'une session test réalisée sur un site de suivi de hêtraie par 3 botanistes-phytosociologues du CBN Sud-Atlantique dont l'objectif principal est de comparer 3 méthodes de relevés et de quantification des espèces :

- Relevé par point-contacts :
Liste des espèces touchant la tige avec relevés tous les 25cm le long du décimètre (199 relevés au total) + liste des espèces rares (non contactées par point-contacts) au sein de la bande de 100m².
- Relevé par quadrat de fréquence :
Liste des espèces présentes dans chaque quadrat avec relevés tous les mètres d'un côté du décimètre puis de l'autre + liste des espèces rares (non observées dans quadrats) au sein de la bande de 100m².
- Relevé phytosociologique avec coefficients d'Abondance-Dominance :
Liste des espèces présentes dans la bande de 100m² + attribution d'un coeff A-B (Braun-Blanquet à 8 niveaux) par espèce et par strate.

Cette comparaison s'est faite selon 2 paramètres :

- Exhaustivité de l'inventaire
- Temps d'inventaire

En pratique, chacun des botanistes a appliqué chaque méthode sur une bande de suivi différente de façon à ce que les données récoltées soient indépendantes au sein de chaque bande entre méthode (ex : pour la bande 1, le botaniste A réalise le relevé par point-contacts, le botaniste B réalise le relevé par quadrat de fréquence et le botaniste C réalise le relevé avec coefficients).

En fonction des résultats obtenus sur ces aspects, les objectifs complémentaires étaient d'estimer le nombre optimal de quadrats ainsi que leur taille optimale.

1- COMPARAISON DES METHODES DE RELEVES (INVENTAIRE ET QUANTIFICATION DES ESPECES)

1.1 EXHAUSTIVITE DE L'INVENTAIRE

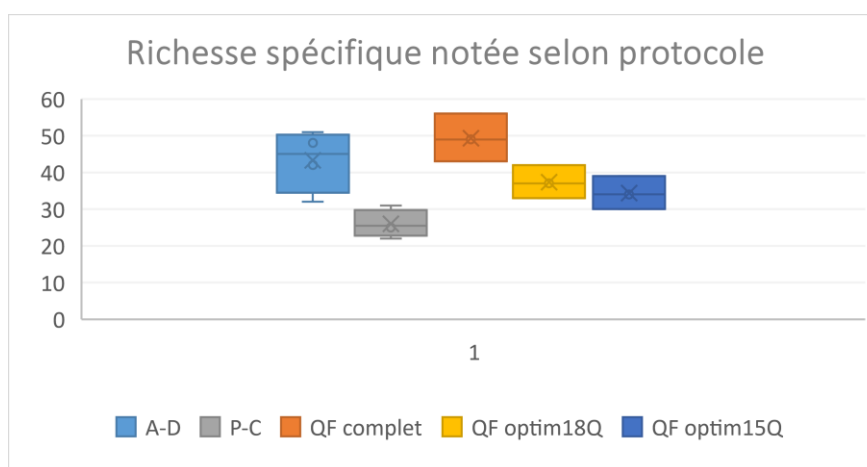


Figure 1 : Graphe du nombre d'espèces observées en fonction de la méthode de relevé (A-D : relevé phytosociologique avec coefficients d'abondance-dominance ; P-C : relevé par 199 point-contacts ; QF complet : relevé par quadrats de fréquence avec 50 quadrats ; QF optim18Q et QF optim15Q : relevé par quadrats de fréquence avec 18 ou 15 quadrats)

Le relevé par point-contacts permet de capter seulement 50% du nombre total d'espèces observées, soit uniquement les espèces structurantes, et ne capte pas, ou de façon très aléatoire, les espèces rares ou d'abondance notable (plusieurs dizaines d'individus) mais peu couvrantes (Figure 1).

Le relevé en quadrat de fréquence complet est en moyenne légèrement plus exhaustif que le relevé phytosociologique alors que la surface inventoriée est 2 fois plus faible (50m² en QF complet contre 100m² en relevé phytosociologique), suggérant une meilleure détection des espèces rares.

Le relevé en quadrat de fréquence avec optimisation de l'effort d'échantillonnage à 18 et 15 quadrats (= QF optim18Q et QF optim15Q) apparaît légèrement moins exhaustif en moyenne que le relevé phytosociologique mais reste nettement plus exhaustif que le relevé par point-contacts.

1.2 TEMPS D'INVENTAIRE

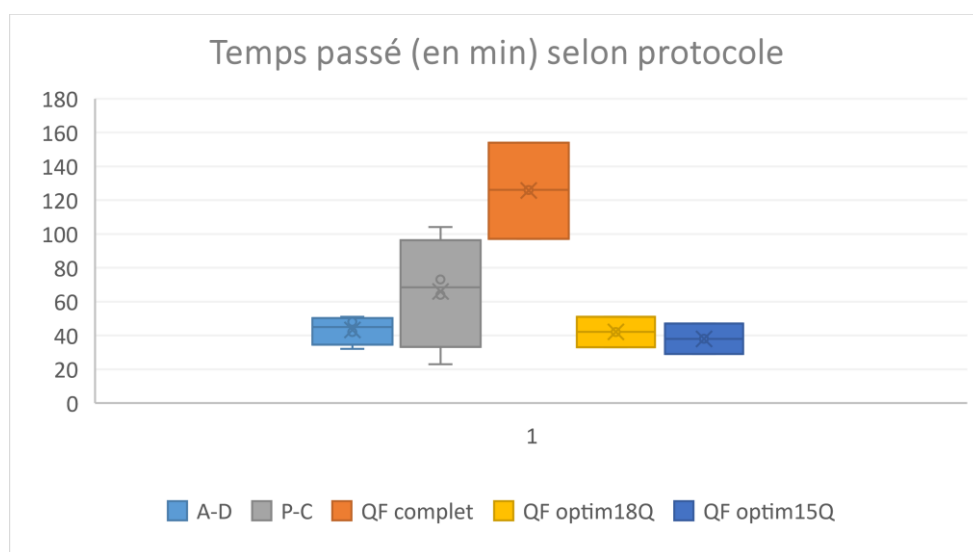


Figure 2 : Graphe du temps passé (en minutes) en fonction de la méthode de relevé (A-D : relevé phytosociologique avec coefficients d'abondance-dominance ; P-C : relevé par 199 point-contacts ; QF complet : relevé par quadrats de fréquence avec 50 quadrats ; QF optim18Q et QF optim15Q : relevé par quadrats de fréquence avec 18 ou 15 quadrats)

Le relevé phytosociologique présente le meilleur ratio entre temps passé et exhaustivité de l'inventaire à l'inverse du relevé par point-contacts qui présente par ailleurs une forte variabilité dans la durée d'inventaire (Figure 2).

Le relevé par quadrats de fréquence complet s'avère être la méthode la plus chronophage sans optimisation de l'effort d'échantillonnage (= QF complet) mais présente un ratio intéressant après optimisation à 18 ou 15 quadrats (= QF optim18Q et QF optim15Q) avec un temps similaire voire inférieur au relevé phytosociologique pour une exhaustivité légèrement inférieure.

Le temps de relevé d'un quadrat de 1m² est en moyenne de 3 min (+/- 30sec).

2- Optimisation de l'effort d'échantillonnage du quadrat de FREQUENCE

Les analyses reposent sur les courbes d'accumulation d'espèces observées et potentielles afin de déterminer le meilleur compromis entre nombre de quadrat (et donc temps d'inventaire) et exhaustivité de l'inventaire.

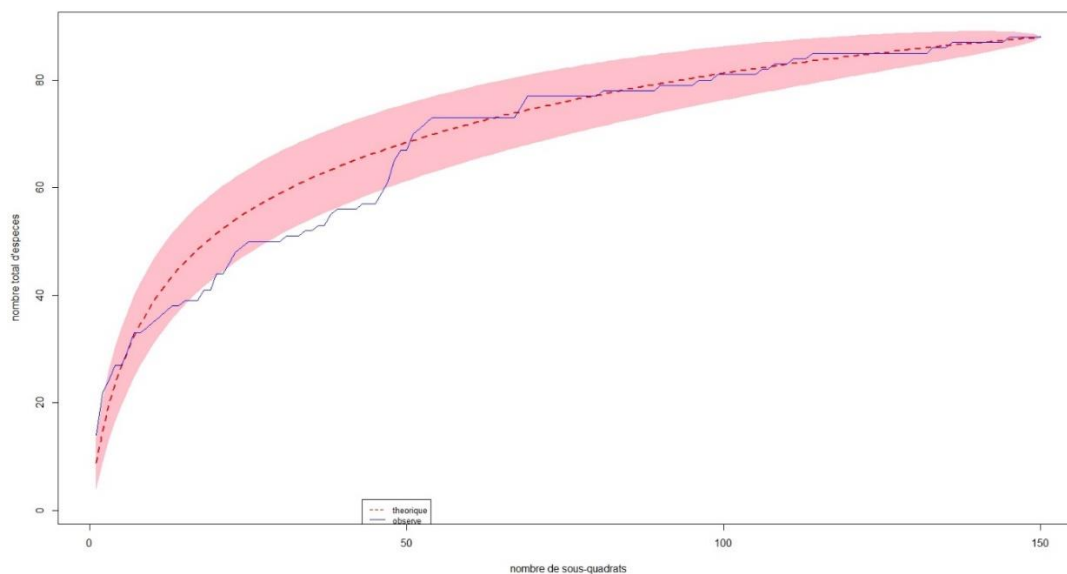


Figure 3 : Courbe d'accumulation d'espèces pour 3 bandes combinées

=> Nombre d'espèces observées : 88 dont 15 espèces très rares (captées dans un seul sous-quadrat)

=> Nombre total d'espèces potentielles : 95 à 105

=> 20-25 quadrats pour atteindre 50% du nombre total d'espèces potentielles et 57% du nombre d'espèces observées.

=> 50-55 quadrats pour atteindre 70% du nombre total d'espèces potentielles et 80% du nombre d'espèces observées.

Synthèse : Pour atteindre 75 à 80% du nombre d'espèces observées et capter les espèces assez rares ou peu courantes (~5-15 individus sur 100m²), 1 quadrat de 1 m² tous les 2,5 à 3,5 mètres semble nécessaire (Figure 3). Cela ferait un échantillonnage de 15 à 20 sous-quadrats par bande.

3- OPTIMISATION DE LA TAILLE DU QUADRAT DE FREQUENCE

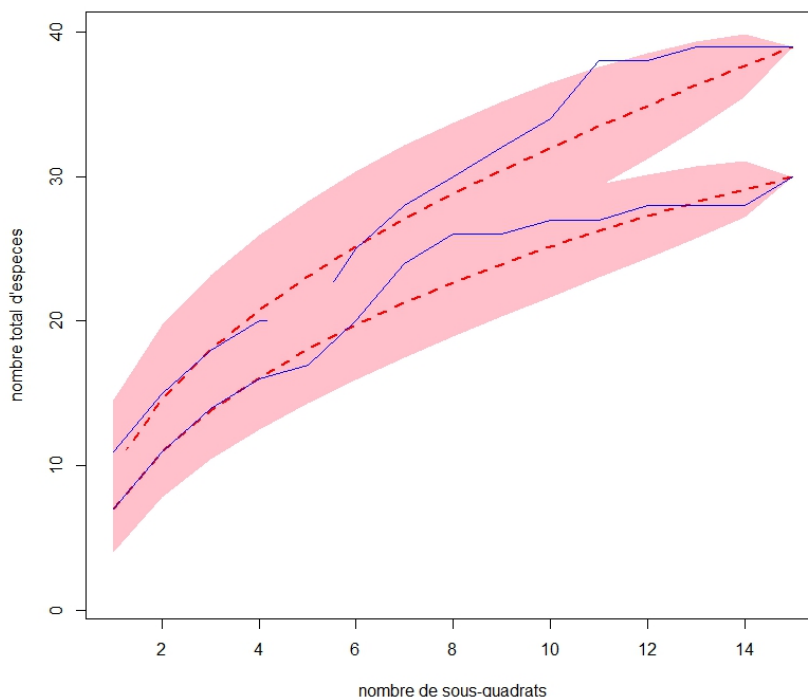


Figure 4 : Courbe d'accumulation d'espèces pour le relevé avec quadrat de 1x1m (courbes rose et bleue du haut) et pour le relevé avec quadrat de 0,5x0,5m (courbes rose et bleue du bas)

Relevé avec quadrat de 1x1m :

=> Nombre d'espèces observées : 39 dont 20 espèces très rares (captées dans un seul quadrat)

=> Nombre total d'espèces potentielles : 46 à 72

Relevé avec quadrat de 0.5x0.5m :

=> Nombre d'espèces observées : 30 dont 13 espèces très rares (captées dans un seul quadrat)

=> Nombre total d'espèces potentielles : 35 à 49

Synthèse :

- Perte d'exhaustivité de 25% avec quadrat de 0.5x0.5m (notamment sur détection des espèces rares) mais gain de temps de 40% (Figure 4).

- Nécessité de relever 10-15 quadrats supplémentaires pour compenser la perte d'exhaustivité (soit 25 à 30 quadrats de 0.5m au total contre 15-20 de 1m² pour exhaustivité équivalente).

- Gain de temps théorique pour relevé dans 27 quadrats de 0.5m vs 18 sous-quadrats de 1m² : 13%

CONCLUSION

Le relevé par point-contacts présente le moins bon ratio entre temps passé et exhaustivité de l'inventaire. Par ailleurs, il ne permet de capturer correctement que les espèces structurantes et pas ou très peu les espèces peu fréquentes ou peu couvrantes qui devraient être les premières à voir leur abondance modifiée sous les effets du changement climatique. Pour ces raisons, cette méthode ne paraît pas pertinente à retenir dans le cadre d'un suivi fin de l'évolution des cortèges floristiques en forêt.

Le relevé phytosociologique présente en revanche le meilleur ratio temps passé / exhaustivité. L'inconvénient de cette méthode est qu'elle est relativement imprécise dans la quantification des espèces et que cette quantification est soumise à un biais observateur non négligeable. Les analyses diachroniques qui en découlent ont donc une faible capacité de détection des modifications fines de cortèges. Néanmoins, elle mérite d'être maintenue, non seulement pour garantir une compatibilité avec les données du réseau RENECOFOR mais aussi car elle apporte une information complémentaire sur le recouvrement des espèces et la structure du sous-bois.

Le relevé par quadrat de fréquence permet une meilleure détection des espèces rares et très rares. Elle est par ailleurs objective dans la quantification des espèces, et génère des données quantitatives non discrètes. Ainsi, les analyses diachroniques qui en découlent sont plus sensibles aux modifications fines de cortèges.

Toutefois, cette méthode est chronophage et nécessite d'être optimisée. Les tests d'optimisation de l'effort d'échantillonnage montrent qu'en divisant par 3 le nombre de quadrats de 1m² à relever, 75-80% du nombre total d'espèces observées sont captées, incluant notamment les espèces assez rares ou peu couvrantes (~5-15 individus sur 100m²). En termes de temps passé, cela devient équivalent à la méthode par relevé phytosociologique (40-55 min par bande). La recherche des espèces rares (non observées dans les quadrats mais présentes sur la bande de 100m²) permet de pallier le déficit d'exhaustivité généré par l'optimisation. Ainsi, les 2 méthodes peuvent même être combinées pour améliorer l'exhaustivité et réduire le temps passé en mutualisant la liste des espèces.

La comparaison des relevés entre quadrats de 1m² et quadrats de 0.5x0.5m indique un léger gain de temps pour les quadrats plus petits pour une exhaustivité équivalente. Toutefois, les petits quadrats semblent moins sensibles pour la détection des espèces rares. Par ailleurs, la réalisation de davantage de petits quadrats peut rendre le suivi plus lourd. Cette comparaison portant sur un jeu de données très restreint, il s'avère délicat de l'extrapoler tant sur la perte d'exhaustivité que sur le gain de temps théorique. Enfin, le grain de la végétation de sous-bois peut être hétérogène selon le type de forêt, un quadrat de 0.5x0.5m pourrait être limitant dans certains cas (ex : fort recouvrement de Brachypode ou de Myrtille ou à l'inverse faible recouvrement de la strate herbacée). Pour ces raisons, il semble préférable d'utiliser un quadrat de 1 m².

D'après ces résultats, il apparaît pertinent d'abandonner le relevé par point-contacts et de le remplacer par un relevé en quadrat de fréquence avec 16 quadrats de 1m² disposés tous les 3 mètres le long de chaque bande de 100m².

ANNEXE 2 : SYNTHÈSE DES SITES DE SUIVI DE HÊTRAIES DE PLAINES DE NOUVELLE-AQUITAINE

Classés par couleur pour faire apparaître le nombre de répliques par végétation

Végétation	Historique de gestion	Nom	Dép	Programme	Pente moy (°)	Nb d'échantillons (bandes)	Station Météo France
<i>Carpino betuli-Fagion sylvaticae</i>	NA	Ance	64	RENECOFOR	NA	32	Oloron
	Futaie irrégulière	Aulnay	17	SDC	2.6		Nuailles-sur-Boutonne
	Taillis sous futaie	Braconne	16	SDC	10.4		Touvre Agglo
	Futaie régulière sur souche	Chizé	79	SDC	4		Nuailles-sur-Boutonne (17)*
	Taillis sous futaie	Ciron	33	SDC	1.8		Cazats
	Taillis sous futaie	Mas d'agenais	47	SDC	7.4		Fargues-sur-ourbise
	Futaie irrégulière	Mixe	64	SDC	29.4		Aicirits
	Futaie irrégulière	Moulière	86	SDC	6.2		Archigny
<i>Cephalanthero damasoni-Fagion sylvaticae</i>	Futaie irrégulière	Campagne	24	SDC	52.4	8	Belvès
	Futaie irrégulière	Lascaux	24	SDC	33.7		Thenon
<i>Quercion pyrenaicae</i>	Futaie irrégulière	Bénéjacq	64	SDC	12	16	Ger
	Futaie irrégulière	Laveyron	40	SDC	16.8		Le Houga (32)*
	NA	UnivM	86	RENECOFOR	NA		Archigny
	Taillis sous futaie	Secondigny	79	SDC	4		Scille
<i>Quercion roboris</i>	Taillis sous futaie	Born	24	SDC	13.3	16	Uzerche
	NA	Chabrières	23	SDC	24.3		Guéret-St-Laurent
	Taillis sous futaie	Dauges	87	SDC	28.4		La Souterraine (23)*
	NA	Frétigne	19	SDC	58.6		Egletons

* les stations météo ne faisant pas partie du même département que le site d'échantillonnage sont précisés par le numéro du département correspondant

ANNEXE 3 : BORDEREAU DE SUIVI FLORE VASCULAIRE EN HETRAIS DE PLAINES



FICHE DE SUIVI DES HETRAIES PLANITIAIRES DE NOUVELLE-AQUITAINE

Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique
 Domaine de Certes – 33980 AUDENGE – Tél. 05 57 76 18 07 – Courriel : contact@cbnsa.fr

Site de l'Observatoire de la biodiversité végétale de Nouvelle-Aquitaine (OBV) : www.ofsa.fr

IDENTIFIANT RELEVÉ

Observateur(s) :

Date :/...../.....

Code transect :

Temps passé :

Code photo :

LOCALISATION DU SITE (champs obligatoires)

Département :

Commune :

Lieu-dit :

Nom du site :

Coord. GPS (WGS 84)* : **N**.....

E / W (Entourer la bonne position):

CONDITIONS STATIONNELLES DU QUADRAT DE FREQUENCE

Degré de la pente (à entourer) Exposition (à entourer)

Rec. litière (%) :

Rec. sol nu (%) :

Type d'humus :

Mor Moder (Dysmoder Eumoder Hémimoder)

Mull (Dysmull Oligomull Mésomull Eumull) Absent

Epaisseur d'humus (m) :

Topographie stationnelle :

Terrain plat Haut de versant Milieu de versant Replat de versant Bas de versant Dépression ouverte

Dép. fermée Paroi naturelle P. artificielle Pied de paroi Sommet vif Escarpement Sommet arrondi

Hétérogène

Type de perturbation rencontrée

Troncs d'arbres chablis Houppiers au sol Tas de bois mort Souches (Ø >50cm) Rochers

Chemins, sentiers, coulées Trouées dans la canopée

GEOLOCALISATION DES DISPOSITIFS

	Coordonnées GPS (WGS 84 degrés décimaux)		
	X	Y	Précision (+/- mètres)
Extrémité 1			
Extrémité 2			

MESURE DE LA SURFACE TERRIERE

Encoche relascope	<i>Fagus sylvatica</i>	Total
1		
2		

RELEVÉ DE RÉGÉNÉRATION

Bande de suivi :	Abondance <i>Fagus sylvatica</i> L., 1753	Total
Semis		
1-10 cm		
11-30cm		
31-200cm		
2-7m		

INVENTAIRE DE LA VÉGÉTATION : ABONDANCE/DOMINANCE ET FRÉQUENCE D'OCURRENCE :

Strate arborée (>7m) : Rec. (%) = **Hauteur (m) : modale moy=** **mod. inf=** **mod. sup=**

Espèce	A/D	3m	2	9m	4	15m	6	21m	8	27m	10	33m	12	39m	14	45m	16
		1	6m	3	12m	5	18m	7	24m	9	30m	11	36m	13	42m	15	48m
<i>Fagus sylvatica</i>																	

Strate arbustive (2-7m) : Rec. (%) = **Hauteur (m) : modale moy=** **mod. inf=** **mod. sup=**

Espèce	A/D	3m	2	9m	4	15m	6	21m	8	27m	10	33m	12	39m	14	45m	16
		1	6m	3	12m	5	18m	7	24m	9	30m	11	36m	13	42m	15	48m
<i>Fagus sylvatica</i>																	

CBNSA/evr/psidn1(240225)

ANNEXE 4 : BORDEREAU DE SUIVI DES BRYOPHYTES EN HÊTRAIS DE PLAINES



BORDEREAU D'INVENTAIRE DES MOUSSES DES HÊTRAIS DE PLAINE DE NOUVELLE-AQUITAINE



IDENTIFIANTS SOURCE Observateur(s) : Programme : Sentinelles du Climat	IDENTIFIANTS RELEVÉ Date : / / Numéro de relevé : Identifiant placette : Numéros photos :
---	--

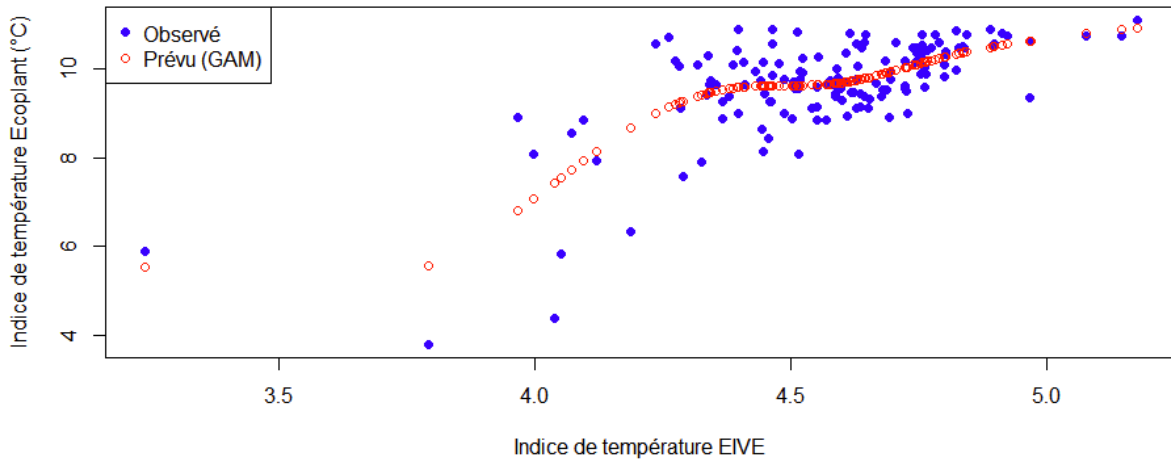
LOCALISATION			
Coordonnées GPS :		Précision (m) :	Code pointage :
N	E / W
Département :		Commune :	
Lieu dit :			

CONTEXTE ÉCOLOGIQUE		
Pente : <input type="checkbox"/> Convexe <input type="checkbox"/> Plat <input type="checkbox"/> Concave	Exposition : 	Altitude : m
Topographie paysagère : (plusieurs cases possibles)		
<input type="checkbox"/> Terrain plat <input type="checkbox"/> 1/3 sup versant <input type="checkbox"/> Milieu de versant <input type="checkbox"/> Replat de versant	<input type="checkbox"/> 1/3 inf versant <input type="checkbox"/> Vallon <input type="checkbox"/> Grande vallée alluviale <input type="checkbox"/> Bord cours d'eau	<input type="checkbox"/> Dép. fermée (doline, cuvette) <input type="checkbox"/> Sommet/crête

ÉCHELLE STADE DE DÉCOMPOSITION			
	Dureté du bois	Aspect de l'écorce	Autres caractéristiques
Stade 1	Très dur, bois mort dans l'année, peu ou pas altéré	Partout adhérente	Liber vivant ou au moins perceptible en enlevant l'écorce
Stade 2	Très dur, bois peu altéré. Impossibilité d'enfoncer un couteau de plus de quelques mm	Quasiment partout présente, mais moins adhérente	Liber plus perceptible
Stade 3	Bois altéré, plus tendre en surface : possibilité d'enfoncer la lame d'un couteau de 1 à quelques cm	Partiellement à globalement tombée	Essence est encore reconnaissable et le bout de bois n'a pas perdu de volume
Stade 4	Bois très altéré : possibilité d'enfoncer un couteau jusqu'à la garde, au moins localement	N'est plus présente	Le bois a perdu du volume, mais l'essence est généralement encore reconnaissable
Stade 5	Bois très peu cohérent et dispersable facilement avec le pied. Mélange d'organismes saproxyliques et du sol	N'est plus présente	Essence non indentifiable

INVENTAIRE COMPLÉMENTAIRE HORS TRANSECTS		
N°	Taxons	Taxons
1		10
2		11
3		12
4		13
5		14
6		15
7		16
8		17
9		18

ANNEXE 5 : COURBE ISSUE DU MODELE ADDITIF GENERALISE, ILLUSTRANT LA RELATION NON LINEAIRE ENTRE L'INDICE DE TEMPERATURE DE LA BASE ECOPLANT (°C)(GEGOUT *ET AL.*, 2005) ET L'INDICE DE TEMPERATURE EIVE (DENGLER *ET AL.*, 2023)



ANNEXE 6 : TABLEAU D'ÉVOLUTION DE L'OCCURRENCE ET DE L'ABONDANCE MOYENNE DES ESPÈCES EN SOUS-BOIS DE HÊTRAIES ENTRE 2020 ET 2025

Espèce	Occurrence au sein du réseau		Abondance moyenne		Variation d'occurrence entre 2020 et 2025	
	2020	2025	2020	2025	à l'échelle du réseau	au sein des bandes de présence
Disparues						
Quercus	7	0	3.0	0.0	-9.7	-100.0
Malus sylvestris	6	0	2.0	0.0	-8.3	-100.0
Solidago virgaurea	4	0	2.3	0.0	-5.6	-100.0
Dryopteris filix mas	4	0	2.0	0.0	-5.6	-100.0
Prunus mahaleb	4	0	2.0	0.0	-5.6	-100.0
Acer negundo	3	0	2.0	0.0	-4.2	-100.0
Clinopodium vulgare	2	0	2.0	0.0	-2.8	-100.0
Euphorbia illirica	2	0	2.0	0.0	-2.8	-100.0
Fraxinus angustifolia	2	0	2.0	0.0	-2.8	-100.0
Vicia sepium	1	0	3.0	0.0	-1.4	-100.0
Acer opalus	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Anthoxanthum odoratum	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Carex halleriana	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Dactylis glomerata	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Daucus carota	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Epilobium	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Epipactis muelleri	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Festuca rubra	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Galium aparine	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Juglans regia	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Lapsana communis	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Melampyrum pratense	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Pimpinella saxifraga	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Polypodium vulgare	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Pseudarrhenatherum longifolium	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Rhamnus cathartica	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Robinia pseudoacacia	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Rosa canina	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Rosa sempervirens	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Scrophularia nodosa	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Solanum	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Sonchus	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Sonchus oleraceus	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Symphytum tuberosum	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0

Torilis arvensis	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Veronica officinalis	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Vitis vinifera	1	0	2.0	0.0	-1.4	-100.0
Hypochaeris radicata	1	0	1.0	0.0	-1.4	-100.0
Luzula campestris	1	0	1.0	0.0	-1.4	-100.0
Veronica hederifolia	1	0	1.0	0.0	-1.4	-100.0
En régression						
Epipactis helleborine	5	1	2.0	1.0	-5.6	-80.0
Poa nemoralis	8	2	3.0	3.0	-8.3	-75.0
Pyrus	4	1	2.0	1.0	-4.2	-75.0
Ulmus minor	4	1	2.3	2.0	-4.2	-75.0
Fragaria vesca	4	1	2.0	2.0	-4.2	-75.0
Rosa x pervirens	6	2	2.3	2.0	-5.6	-66.7
Juglans nigra	6	2	2.0	2.5	-5.6	-66.7
Luzula multiflora	3	1	2.0	1.0	-2.8	-66.7
Prunus	3	1	1.7	1.0	-2.8	-66.7
Ranunculus serpens	3	1	1.7	2.0	-2.8	-66.7
Sorbus domestica	8	3	2.1	1.3	-6.9	-62.5
Hypericum pulchrum	5	2	1.8	1.0	-4.2	-60.0
Lathyrus linifolius	7	3	2.3	2.0	-5.6	-57.1
Quercus robur	26	12	2.9	2.3	-19.4	-53.8
Arum maculatum	16	8	2.7	2.5	-11.1	-50.0
Arum italicum	16	8	2.6	2.5	-11.1	-50.0
Fraxinus excelsior	14	7	2.9	2.6	-9.7	-50.0
Tilia platyphyllos	6	3	2.2	2.0	-4.2	-50.0
Quercus ilex	4	2	2.0	1.5	-2.8	-50.0
Circaea lutetiana	4	2	2.0	2.0	-2.8	-50.0
Ranunculus auricomus	4	2	2.5	2.5	-2.8	-50.0
Stellaria holostea	4	2	3.0	4.0	-2.8	-50.0
Pulmonaria longifolia	2	1	2.5	1.0	-1.4	-50.0
Bromopsis ramosa	2	1	2.0	1.0	-1.4	-50.0
Quercus rubra	2	1	2.0	1.0	-1.4	-50.0
Moehringia trinervia	2	1	2.0	2.0	-1.4	-50.0
Quercus pubescens	2	1	2.0	2.0	-1.4	-50.0
Carex pilulifera	17	9	2.0	1.7	-11.1	-47.1
Cytisus scoparius	20	11	1.8	1.6	-12.5	-45.0
Prunus spinosa	14	8	2.1	1.5	-8.3	-42.9
Betonica officinalis	5	3	2.2	1.7	-2.8	-40.0
Holcus mollis	5	3	3.2	3.7	-2.8	-40.0
Quercus petraea	37	23	3.1	3.2	-19.4	-37.8
Polygonatum multiflorum	11	7	2.3	2.1	-5.6	-36.4
Sorbus torminalis	31	20	2.7	2.4	-15.3	-35.5
Prunus avium	27	18	2.1	1.4	-12.5	-33.3
Ficaria verna	6	4	2.7	2.3	-2.8	-33.3
Geum urbanum	6	4	2.0	1.8	-2.8	-33.3
Teucrium scorodonia	6	4	2.2	2.0	-2.8	-33.3
Festuca heterophylla	6	4	2.0	2.0	-2.8	-33.3
Acer platanoides	3	2	2.0	1.0	-1.4	-33.3
Veronica montana	3	2	1.7	1.0	-1.4	-33.3

Glechoma hederacea	3	2	2.3	2.0	-1.4	-33.3
Convallaria majalis	3	2	2.3	2.5	-1.4	-33.3
Tractema lilio-hyacinthus	3	2	2.7	3.5	-1.4	-33.3
Viola reichenbachiana	10	7	1.9	2.3	-4.2	-30.0
Athyrium filix femina	7	5	2.6	3.0	-2.8	-28.6
Cornus sanguinea	16	12	2.4	2.4	-5.6	-25.0
Cornus mas	8	6	2.6	3.5	-2.8	-25.0
Alliaria petiolata	4	3	2.0	1.3	-1.4	-25.0
Asphodelus albus	4	3	2.0	1.7	-1.4	-25.0
Cephalanthera rubra	4	3	2.0	1.7	-1.4	-25.0
Conopodium majus	4	3	2.0	1.7	-1.4	-25.0
Potentilla sterilis	4	3	2.0	1.7	-1.4	-25.0
Primula vulgaris	4	3	2.3	2.0	-1.4	-25.0
Loncomelos pyrenaicus	4	3	2.3	2.3	-1.4	-25.0
Viburnum lantana	9	7	2.6	2.4	-2.8	-22.2
Luzula forsterii	9	7	1.8	2.0	-2.8	-22.2
Anemone nemorosa	23	18	2.9	3.2	-6.9	-21.7
Hypericum androsaemum	10	8	2.3	2.1	-2.8	-20.0
Cephalanthera longifolia	5	4	2.0	2.0	-1.4	-20.0
Ligustrum vulgare	21	17	3.0	2.8	-5.6	-19.0
Melica uniflora	21	17	2.7	2.8	-5.6	-19.0
Viola riviniana	16	13	2.1	1.7	-4.2	-18.8
Crataegus monogyna	24	20	2.8	2.1	-5.6	-16.7
Avenella flexuosa	25	21	2.8	2.5	-5.6	-16
Carex umbrosa	7	6	3.5	3.0	-1.4	-14.3
Pteridium aquilinum	44	38	2.3	2.0	-8.3	-13.6
Lonicera periclymenum	53	46	3.3	3.3	-9.7	-13.2
Rubus	58	51	2.9	2.8	-9.7	-12.1
Rosa arvensis	17	15	2.5	2.5	-2.8	-11.8
Rubia peregrina	26	23	3.0	2.8	-4.2	-11.5
Euphorbia amygdaloides	27	24	2.4	2.2	-4.2	-11.1
Luzula sylvatica	18	16	3.6	4.1	-2.8	-11.1
Dioscorea communis	20	18	2.5	2.4	-2.8	-10.0
Carex sylvatica	20	18	2.4	2.4	-2.8	-10.0
Lonicera xylosteum	10	9	2.4	1.8	-1.4	-10.0
Brachypodium rupestre	11	10	3.5	3.5	-1.4	-9.1
Fagus sylvatica	64	60	3.7	3.4	-5.6	-6.3
Blechnum spicant	17	16	2.8	2.6	-1.4	-5.9
Ilex aquifolium	52	49	3.1	3.3	-4.2	-5.8
Brachypodium sylvaticum	26	25	2.6	2.7	-1.4	-3.8
Castanea sativa	27	26	2.3	2.1	-1.4	-3.7
Ruscus aculeatus	44	43	3.2	3.3	-1.4	-2.3
Stables						
Holcus lanatus	1	1	3.0	1.0	0.0	0.0
Acer	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Arum	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Betula pendula	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Luzula pilosa	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Origanum vulgare	1	1	3.0	2.0	0.0	0.0

Polygonatum odoratum	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Sambucus nigra	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Sanicula europaea	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Urtica dioica	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Vincetoxicum hirundinaria	1	1	2.0	1.0	0.0	0.0
Mercurialis perennis	3	3	2.7	1.7	0.0	0.0
Lamium galeobdolon	6	6	3.7	3.0	0.0	0.0
Corylus avellana	33	33	2.9	2.4	0.0	0.0
Crataegus laevigata	9	9	3.6	3.0	0.0	0.0
Acer campestre	27	27	2.7	2.1	0.0	0.0
Milium effusum	4	4	4.0	3.5	0.0	0.0
Dryopteris affinis	5	5	2.3	1.8	0.0	0.0
Euonymus europaeus	13	13	2.3	1.9	0.0	0.0
Hyacinthoides non-scripta	8	8	2.6	2.3	0.0	0.0
Euphorbia hiberna	4	4	2.3	2.0	0.0	0.0
Carex pseudobrizoides	2	2	2.5	2.5	0.0	0.0
Asplenium scolopendrium	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Campanula trachelium	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Carex arenaria	2	2	2.5	2.5	0.0	0.0
Carex digitata	3	3	2.3	2.3	0.0	0.0
Crataegus germanica	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Epipactis	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Galium odoratum	4	4	3.8	3.8	0.0	0.0
Juncus effusus	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Lathraea clandestina	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Prunus laurocerasus	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Quercus pyrenaica	1	1	2.0	2.0	0.0	0.0
Euphorbia dulcis	9	9	2.1	2.3	0.0	0.0
Carex flacca	22	22	3.1	3.5	0.0	0.0
Dryopteris carthusiana	2	2	1.0	1.5	0.0	0.0
Vaccinium myrtillus	4	4	2.8	3.3	0.0	0.0
Ajuga reptans	9	9	1.9	2.6	0.0	0.0
Aegonychon purpureocaeruleum	4	4	3.5	4.3	0.0	0.0
Vinca minor	4	4	3.8	4.5	0.0	0.0
Hypericum perforatum	1	1	1.0	2.0	0.0	0.0
Osmunda regalis	1	1	0.0	1.0	0.0	0.0
Sorbus aucuparia	1	1	1.0	2.0	0.0	0.0
Pulmonaria affinis	1	1	0.0	2.0	0.0	0.0
Oxalis acetosella	1	1	0.0	3.0	0.0	0.0
En progression						
Carpinus betulus	35	36	2.9	2.9	1.4	2.9
Hedera helix	62	68	3.5	3.5	8.3	9.7
Clematis vitalba	5	6	2.6	2.5	1.4	20.0
Veronica chamaedrys	4	5	2.5	2.0	1.4	25.0
Fragula alnus	4	5	1.5	2.2	1.4	25.0
Helleborus foetidus	3	4	2.7	2.0	1.4	33.3
Abies alba	3	4	1.0	2.0	1.4	33.3
Tilia cordata	6	8	2.3	2.3	2.8	33.3
Acer pseudoplatanus	5	7	3.2	2.4	2.8	40.0

Poa trivialis	2	3	3.0	1.7	1.4	50.0
Geranium robertianum	1	2	2.0	1.5	1.4	100.0
Carex pendula	1	2	2.0	2.0	1.4	100.0
Lathyrus niger	1	2	2.0	2.0	1.4	100.0
Carex	1	2	2.0	2.5	1.4	100.0
Polystichum setiferum	1	2	0.0	1.5	1.4	100.0
Ulmus glabra	1	2	0.0	1.5	1.4	100.0
Acer monspessulanum	2	4	3.0	1.8	2.8	100.0
Agrostis capillaris	4	8	2.0	2.1	5.6	100.0
Carex remota	1	3	2.0	1.7	2.8	200.0
Helleborus viridis	1	3	2.0	2.0	2.8	200.0
Deschampsia cespitosa	1	3	2.0	2.3	2.8	200.0
Apparues						
Neottia nidus-avis	0	1	0.0	1.0	1.4	
Orchis purpurea	0	1	0.0	1.0	1.4	
Stellaria media	0	1	0.0	1.0	1.4	
Clinopodium nepeta	0	1	0.0	2.0	1.4	
Digitalis purpurea	0	1	0.0	2.0	1.4	
Hypopitys monotropa	0	1	0.0	2.0	1.4	
Lysimachia nummularia	0	1	0.0	2.0	1.4	
Silene vulgaris	0	1	0.0	2.0	1.4	
Viburnum opulus	0	1	0.0	2.0	1.4	
Viola	0	1	0.0	2.0	1.4	
Pinus pinaster	0	1	0.0	3.0	1.4	
Primula veris	0	1	0.0	3.0	1.4	
Daphne laureola	0	2	0.0	1.5	2.8	
Pseudotsuga menziesii	0	2	0.0	1.5	2.8	
Adoxa moschatellina	0	2	0.0	2.5	2.8	

ANNEXE 7 : TABLEAU DES RESULTATS D'ANALYSES POUR LES DONNEES DE VEGETATION

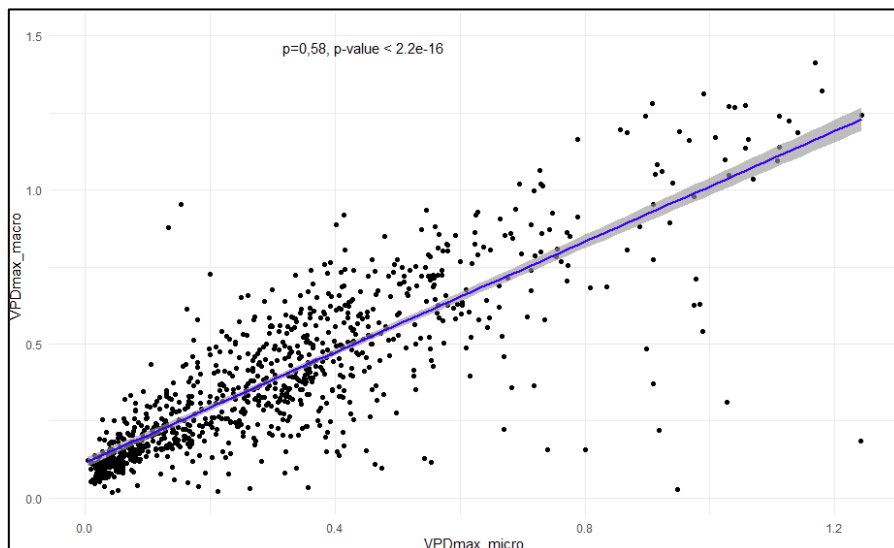
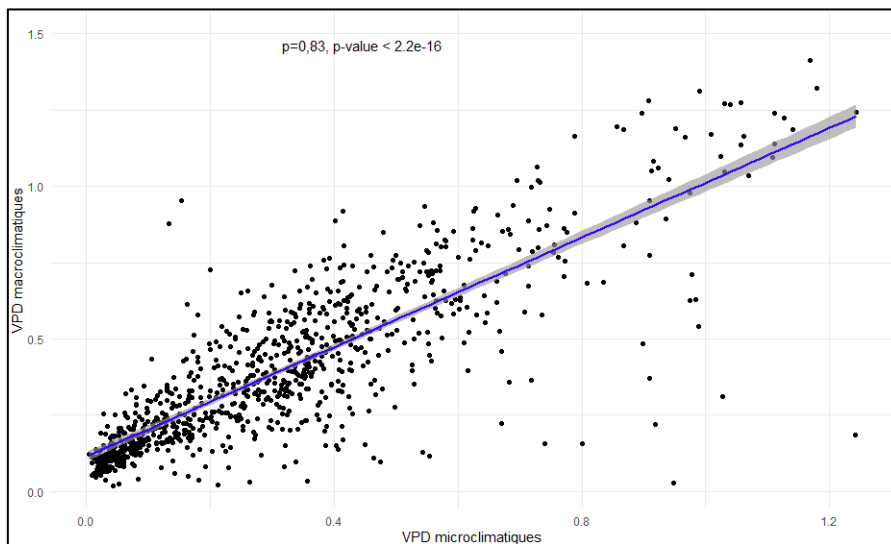
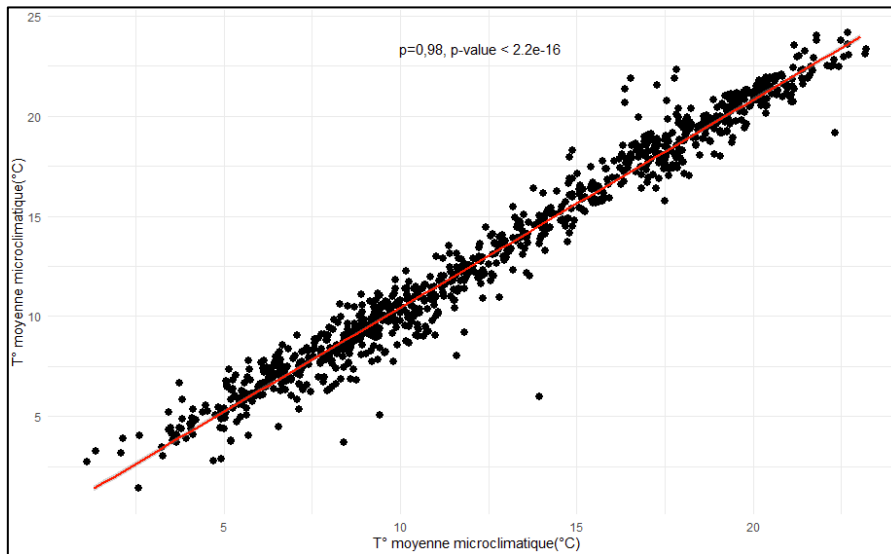
Echelle d'analyse	Indicateurs	Echelle d'échantillon	Significativité	Moyenne annuelle		Total/toutes années confondues
				2020	2025	
Communauté végétale	Bray-Curtis	Région	s			0,28
	Bray-Curtis	Diff entre végétations	s			
	Bray-Curtis	Carpino-Fagion	a			0,25
	Bray-Curtis	Cephalanthero-Fagion	a			0,6
	Bray-Curtis	Quercion roboris	b			0,41
	Bray-Curtis	Quercion pyrenaicae	a			0,28
	Sorensen	Total Région	s			0,25
	Sorensen	Diff entre végétations	s			
	Sorensen	Carpino-Fagion	a			0,22
	Sorensen	Cephalanthero-Fagion	ab			0,23
	Sorensen	Quercion roboris	b			0,25
	Sorensen	Quercion pyrenaicae	a			0,38
	Turnover	Total Région	ns			0,11
	Turnover	Diff entre végétations	ns			
	Turnover	Carpino-Fagion	NS			0,08
	Turnover	Cephalanthero-Fagion	NS			0,07
	Turnover	Quercion roboris	NS			0,13
	Turnover	Quercion pyrenaicae	NS			0,22
	Nestedness	Total Région	ns			0,14
	Nestedness	Diff entre végétations	ns			
	Nestedness	Carpino-Fagion	ns			0,15
	Nestedness	Cephalanthero-Fagion	ns			0,13
	Nestedness	Quercion roboris	ns			0,12
	Nestedness	Quercion pyrenaicae	ns			0,14
	Régénération	Entre classes d'age				
	Régénération	inférieurs à 30cm				
	Régénération	supérieurs à 30cm				
	Régénération	Total région/année				
	Régénération	Diff entre végétations				
	Régénération	Carpino-Fagion	s	26,68	16,5	43,18
	Régénération	Cephalanthero-Fagion	ns	187,3	188	375,3
	Régénération	Quercion roboris	ns	21,98	23,75	45,73
	Régénération	Quercion pyrenaicae	ns	35,47	43	78,47
	Luminosité	Total région/année	s	4,7	4,54	9,24
	Luminosité	Diff entre végétations	s			
	Luminosité	Carpino-Fagion	s	4,62	4,44	a: 4,53
	Luminosité	Cephalanthero-Fagion	ns	5,15	5,14	b: 5,15
	Luminosité	Quercion roboris	s	4,68	4,42	a: 4,55
	Luminosité	Quercion pyrenaicae	ns	4,66	4,55	a: 4,61
	Hum_atmo	Total région/année	ns	4,7	4,73	
Hum_atmo	Diff entre végétations	s				
Hum_atmo	Carpino-Fagion	s	4,69	4,78	a: 4,74	
Hum_atmo	Cephalanthero-Fagion	s	4,44	4,63	b: 4,54	
Hum_atmo	Quercion roboris	ns	5,03	4,85	abc: 4,94	
Hum_atmo	Quercion pyrenaicae	ns	4,68	4,69	c: 4,69	
CTI (°)	Total région/année	ns	9,61	9,66		
CTI (°)	Diff entre végétations	ns				
CTI (°)	Carpino-Fagion	ns	9,91	9,92	9,91	
CTI (°)	Cephalanthero-Fagion	ns	9,88	9,79	9,84	
CTI (°)	Quercion roboris	ns	8,58	8,84	8,76	
CTI (°)	Quercion pyrenaicae	ns	9,92	9,79	9,86	

Total échantillons	Dettes climatique (°)	Total région/année	s	2,99	2,94	0,68
	Dettes climatique (°)	Diff entre végétations	s			
Différence Micro/macro	Dettes climatique (°)	Carpino-Fagion				0,76
	Dettes climatique (°)	Cephalanthero-Fagion				0,89
	Dettes climatique (°)	Quercion roboris				0,6
	Dettes climatique (°)	Quercion pyrenaicae				0,4
Microclimat	Dettes climatique (°)	Total région/année	ns			2,96
	Dettes climatique (°)	Diff entre végétations	ns			
	Dettes climatique (°)	Carpino-Fagion	ns			3,16
	Dettes climatique (°)	Cephalanthero-Fagion	ns			2,88
	Dettes climatique (°)	Quercion roboris	ns			2,98
	Dettes climatique (°)	Quercion pyrenaicae	ns			2,71
Macroclimat	Dettes climatique (°)	Total région/année	ns	3,67	3,62	3,64
	Dettes climatique (°)	Diff entre végétations	ns			
	Dettes climatique (°)	Carpino-Fagion	s			a: 3,92
	Dettes climatique (°)	Cephalanthero-Fagion	s			ab: 3,77
	Dettes climatique (°)	Quercion roboris	s			c:3,36
	Dettes climatique (°)	Quercion pyrenaicae	s			c: 3,31

ANNEXE 8 : TABLEAU DES RESULTATS D'ANALYSES POUR LES DONNEES METEOROLOGIQUES

Echelle d'analyse	Indicateurs	Echelle spatiale	Significativité	Moyennes par année					
				2019	2020	2021	2022	2023	2024
Microclimat	Tmoy annee	Total	s	ab: 15,99	ab: 16,07	ac: 14,04	b: 16,6	b:15,9	ab:15,09
Microclimat	Tmax annee	Total	s	b: 21,43	ab: 20,83	ac: 18,86	b: 22,34	abc: 20,13	abc: 20,03
Microclimat	VPD moyen annee	Total	s	c: 1,23	abc: 0,97	a: 0,75	bc: 1,16	ab: 0,85	ab: 0,89
Microclimat	VPD max annee	Total	s	1,21	1,12	0,86	1,43	1	0,93
Microclimat	Tmoy printemps	Total	s	ab: 10,75	a: 13,08	b: 10,29	ab: 12,58	ab: 12	ab: 11,43
Microclimat	Tmax printemps	Total	s	15,97	17,34	16,03	17,94	16,83	16,38
Microclimat	VPD moyen printemps	Total	s	ab: 0,34	ab: 0,38	ab: 0,37	a: 0,39	ab: 0,35	b:0,31
Microclimat	VPD max printemps	Total	s	1,01	1,12	1,03	1,16	1,02	0,93
Microclimat	Tmoy ete	Total	s	bcd: 19,74	abc: 19,06	a: 18,2	d: 20,98	b: 19,81	ac: 18,74
Microclimat	Tmax ete	région/année	s	bcd: 25,33	abc: 24,32	a: 21,99	d: 27,14	b: 23,42	ac: 23,67
Microclimat	VPD moyen ete	Total	s	a: 0,62	a: 0,58	b:0,34	c: 0,86	ad: 0,51	bd: 0,43
Microclimat	VPD max ete	Total	s	bc: 2,01	abc: 1,87	d: 1,41	e: 2,38	ab: 1,8	ad: 1,62
Macroclimat	Tmoy annee	Total	s	abc: 15,76	abc:16,42	a: 14,77	b: 17,26	bc: 16,37	abc: 15,91
Macroclimat	Tmax annee	Total	s	abc: 21,84	abc: 22,33	a:20,52	b: 23,61	bc:22,23	abc:21,4
Macroclimat	VPD moyen annee	région/année	s	ab: 0,57	ab:0,58	cd:0,45	a:0,68	bc:0,51	d:0,41
Macroclimat	VPD max annee	Total	s	1,01	1,12	1,03	1,16	1,02	0,93
Macroclimat	Tmoy printemps	Total	s	bc: 11,14	a:13,22	a:10,74	abc:12,79	abc:12,25	ac:12,03
Macroclimat	Tmax printemps	Total	s	b: 16,78	a:18,74	b:16,54	ab:18,53	ab:17,73	ab:17,19
Macroclimat	VPD moyen printemps	Total	s	a: 0,37	a: 0,45	a: 0,4	a: 0,44	ab: 0,37	b: 0,3
Macroclimat	VPD max printemps	Total	s						
Macroclimat	Tmoy ete	Total	s	bd: 20,38	ab:19,55	a:18,81	c:21,72	b:20,5	n:19,8
Macroclimat	Tmax ete	Total	s	26,91	25,84	24,5	28,69	26,73	25,6
Macroclimat	VPD moyen ete	Total	s	a: 0,76	a: 0,71	b: 0,5	c: 0,93	a: 0,65	b: 0,52
Macroclimat	VPD max ete	Total	s	bc: 2,01	abc: 1,87	d: 1,41	e: 2,38	ab: 1,8	ad: 1,62
Entre Micro/m	Corrélation de Spearman pour para	Total	s						
Entre Micro/m	Corrélation de Spearman pour para	région/station	s						
Entre Micro/m	Corrélation de Spearman pour para	Total	s						
Entre Micro/m	Corrélation de Spearman pour para	région/station	s						
Entre Micro/m	Corrélation de Spearman pour para	Total	s						

ANNEXE 9 : GRAPHIQUES REPRESENTANT LA RELATION LINEAIRE ENTRE LES TEMPERATURES MOYENNES, LES VPD MOYEN ET MAXIMAL (PRINTEMPS+ETE) AUX ECHELLES MACROCLIMATIQUE ET MICROCLIMATIQUE





**CONSERVATOIRE
BOTANIQUE
NATIONAL
SUD-ATLANTIQUE**

**CONSERVATOIRE
BOTANIQUE
NATIONAL
MASSIF CENTRAL**

CONTACT

CBN Sud-Atlantique

Domaine de Certes
47 avenue de Certes
33980 Audenge
Tel. 05 57 76 18 07
contact@cbnsa.fr

POUR EN SAVOIR PLUS

<https://cbnsa.fr/>

<https://obv-na.fr/>

CBN Massif central Antenne Limousin

Cité administrative
22 rue des pénitents blancs
87000 Limoges
Tel. 05 19 03 21 99
conservatoire.siege@cbnmc.fr

<https://www.cbnmc.fr/>

