



HAL
open science

Etude de l'acclimatation de trois essences de sapins turques et de leur variabilité inter-provenances en France

Matéo Cano, Aurélien Riou

► To cite this version:

Matéo Cano, Aurélien Riou. Etude de l'acclimatation de trois essences de sapins turques et de leur variabilité inter-provenances en France. Sciences du Vivant [q-bio]. 2023. hal-04403574

HAL Id: hal-04403574

<https://hal.inrae.fr/hal-04403574>

Submitted on 18 Jan 2024

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

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

Etude de l'acclimatation de trois essences de sapins
turques et de leur variabilité inter-provenances en France
Study of the acclimatization of three species of
Turkish firs and their inter-provenance variability in
France

Matéo Cano
Aurélien Riou
M1 BEE 2022-2023

mateo.cano@etu.univamu.fr

aurelien.riou@etu.univ-amu.fr

Tuteurs de stage :

Bruno Fady, directeur d'unité à l'URFM, INRAE Provence-Alpes-Côte d'Azur
Caroline Scotti-Saintagne, ingénieure de recherche à l'URFM, INRAE Provence-Alpes-Côte d'Azur

Enseignant référent :

Hélène Folzer

Mémoire de Master 1
Aix-Marseille Université

Etude de l'acclimatation de trois essences de sapins
turques et de leur variabilité inter-provenances en France
Study of the acclimatization of three species of
Turkish firs and their inter-provenance variability in
France

Matéo Cano
Aurélien Riou
M1 BEE 2022-2023

mateo.cano@etu.univamu.fr

aurelien.riou@etu.univ-amu.fr

Tuteurs de stage :

Bruno Fady, directeur d'unité à l'URFM, INRAE Provence-Alpes-Côte
d'Azur

Caroline Scotti-Saintagne, ingénieure de recherche à l'URFM, INRAE Provence-Alpes-Côte d'Azur

4902 mots

Résumé :

Avec le réchauffement climatique, l'augmentation des températures, la diminution des précipitations et l'augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes sont attendus à l'échelle du globe. Les modèles de dynamique forestière prévoient une réduction drastique de la niche bioclimatique d'*A. alba* en France, mettant en péril l'état sanitaire des sapinières mais également les services écosystémiques rendus par ces dernières (production de bois, captation de carbone). Dans ce contexte, l'introduction d'espèces de sapins exotiques dans un but de diversification des essences forestières est envisagée par le gouvernement français. Des espèces mieux adaptées aux forts épisodes de sécheresse, aux gelées tardives et aux bonnes performances de croissance permettraient une meilleure résilience des forêts françaises, tout en préservant les enjeux économiques de production de bois. *A. bornmuelleriana* fait donc partie des essences sélectionnées par le gouvernement pour la diversification des forêts, ce qui n'est pas le cas d'*A. nordmanniana* et *A. equi-trojani*, deux autres essences de sapins turques relativement proches. Dans cette étude, les performances de ces trois essences ainsi que la variabilité des performances inter-provenances au sein des essences sont comparées par l'intermédiaire des caractères phénotypiques de circonférence, de hauteur mais également du taux de survie. Les résultats montrent une proximité dans les performances d'*A. bornmuelleriana* et *A. equi-trojani*, des performances moins bonnes pour *A. nordmanniana*, surtout pour les performances de circonférence ; ainsi qu'une plus faible variabilité des performances intra-provenances au sein d'*A. nordmanniana* qu'au sein d'*A. bornmuelleriana*.

Mots clés : Changement climatique, sapins de Turquie, phénotypes, taux de survie, jardins communs, gestion forestière.

Abstract :

Global warming is expected to increase temperatures, reduce precipitations, and increase the frequency of extreme weather events. Forest dynamics models predict a drastic reduction in the bioclimatic niche of *A. alba* in France, threatening not only the health of fir forests but also the ecosystem services they provide (wood production, carbon capture). In this context, the French government is considering the introduction of exotic fir species as a way to diversify forest species. Species that are better adapted to severe droughts, late frosts, and have good growth performance would make French forests more resilient, while preserving the economic interests of wood production. *A. bornmuelleriana* is one of the species selected by

the government for forest diversification, which is not the case for *A. nordmanniana* and *A. equi-trojani*, two other Turkish fir species that are relatively closely related. In this study, the performance of these three species and the variability of inter-provenance performances within species are compared through the phenotypic traits of circumference, height and survival rate. The results show that *A. bornmuelleriana* and *A. equi-trojani* are close in performance, while *A. nordmanniana* performs less well, especially in terms of circumference, and that intra-provenance performance variability is lower in *A. nordmanniana* than in *A. bornmuelleriana*.

Keywords: Climate change, Turkish fir, phenotypes, survival rates, common gardens, forest management.

1) Introduction

Dans un contexte de changement climatique, des bouleversements majeurs sont attendus à l'échelle mondiale, (Adger et al., 2003; McCarthy et al., 2001) et sur le pourtour méditerranéen qui est un hotspot de biodiversité (Cuttelod et al., 2009; Tuel & Eltahir, 2020; Vidal et al., 1998). Cela se traduit par une augmentation des températures, une diminution des précipitations, une augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes (McCarthy *et al.* 2001) mais aussi de la vulnérabilité des forêts aux insectes ravageurs et aux maladies (Gilman et al., 2010). Ces changements sont déjà visibles sur les forêts françaises, menant à une réorganisation des communautés végétales (Bertrand 2012), à une modification de la production primaire végétale impactant la productivité nette des écosystèmes ; mais également à une diminution de la captation de carbone (Haut conseil pour le climat, 2023) et de la rémanence des puits de carbone, notamment celle des conifères (Davi *et al.* 2006).

Les forêts sont des espaces à forts enjeux écologiques, économiques et sociaux (Barbati et al., 2007; MAE, 2005), fournissant de nombreux services écosystémiques (SE) : maintien de la biodiversité, production de bois, stockage de carbone, rôle dans le cycle de l'eau. Le changement climatique impacte directement ces différentes composantes, mettant en péril les SE rendus par la forêt (Lamarque et al., 2014; Zakharova et al., 2019). Au vu de ce contexte, l'adaptation au changement climatique est au cœur des politiques françaises. Pour y parvenir, l'augmentation de la récolte de bois et donc des surfaces forestières constitue une stratégie possible pour atteindre conjointement des objectifs environnementaux, économiques et sociaux (Sergent 2014). Ce cadre repose sur une stratégie de reboisement qui doit être durable, par sa gestion efficace et par sa productivité (Ambroise et al., 2023). Ainsi, il faut intégrer dans la gestion forestière l'impact du changement climatique sur les forêts (Bellard et al., 2012) et la viabilité économique des récoltes de bois (Sansilvestri, 2020). Cette préoccupation concerne les espèces de montagne comme par exemple le sapin pectiné *Abies alba*, tant pour son rôle écologique de maintien de la biodiversité dans les sapinières, que pour son rôle économique pour la qualité de son bois (Mauri et al., 2016).

En France, on constate un dépérissement de nombreuses populations de sapins autochtones comme *A. alba* dans les Vosges (Levy & Becker 1987) ou encore dans l'arrière-pays méditerranéen (Cailleret 2011; Nourtier 2011). Les modèles de niche et de dynamique forestière prévoient d'ailleurs une réduction drastique de sa niche bioclimatique à horizon 2100 (Annexe 1) (Amm, 2011; Badeau et al., 2007).

Pour répondre à cette problématique, la question du reboisement par l'introduction d'espèces exotiques au vu de l'augmentation du taux de mortalité dans les forêts (Van Mantgem *et al.* 2009) pourrait être une solution pour l'adaptation de ces dernières aux climats futurs. Dès les années 1970-1980 on note alors l'introduction de nombreuses espèces de sapins exotiques provenant de climats plus chauds et plus arides dont l'aire de répartition d'origine provient du circum méditerranéen : *Abies bornmulleriana*, *Abies nordmanniana*, *Abies equi-trojani*. Ces introductions ont en partie été réalisées dans des jardins communs gérées par l'INRAe ou de l'ONF. Les jardins communs sont des plantations utilisées généralement pour mesurer la variabilité génétique aussi bien entre espèces qu'entre provenances d'une même espèce (Fady 2011). S'exprimant dans des conditions environnementales, micro-climatiques, de sol et d'exposition partagés, les différences adaptatives observées entre les différents phénotypes sont alors le reflet direct des différences entre les génotypes (Archambault *et al.*, 2003; Schwinning *et al.*, 2022).

Bien que ces espèces soient encore peu utilisées en reboisement en France, on pense qu'elles pourraient jouer un rôle de diversification dans l'adaptation des forêts françaises au changement climatique (Arbez, 1969; Fady, 1993; Scotti *et al.*, 2021). Il a par exemple été démontré qu'*A. bornmuelleriana* était mieux adapté qu'*A. alba* à des conditions xériques et variables (Aussenac & Firs 2002). *A. nordmanniana* pouvait également tirer profit de son débourrement plus tardif qu'*A. alba* pour lutter contre les gelées tardives et semblait mieux résister aux périodes de fortes sécheresses (Arbez, 1969; de Andrés *et al.*, 2014).

Les 3 essences de sapin turques citées appartiennent au groupe des sapins eurasiatiques à bractées saillantes sur le cône femelle (Fady & Pommery, 1998). Elles sont présentes en Turquie du nord, au niveau de la façade sud de la mer Noire avec une aire de répartition d'*A. nordmanniana* qui remonte jusqu'en Russie (Figure 1). Elles disposent d'aires de répartition d'origine de tailles différentes, avec des populations plus ou moins fragmentées (EUFORGEN, 2023). Ces essences de sapins sont très proches génétiquement : il existe une faible différenciation entre certaines populations d'*A. nordmanniana* d'Anatolie et d'*A. bornmuelleriana* (Alizoti *et al.*, 2011) pouvant en partie s'expliquer par des échanges de gènes entre les populations d'*A. bornmuelleriana* et les populations de ses voisins *A. nordmanniana* et *A. equi-trojani* (Hrivnák *et al.* 2017). Cette proximité est telle que dans les classifications botaniques actuelles *A. bornmuelleriana* et *A. equi-trojani* sont classées comme *Abies nordmanniana subsp. equi-trojani* (WFO 2022). Des critères morphologiques basés sur la taille et la largeur des aiguilles d'*A. nordmanniana subsp. equi-trojani* soutiennent également la

position systématique infraspécifique de ces deux taxons. Les trois taxons s'hybrident également très facilement (Hrivnák et al., 2017).

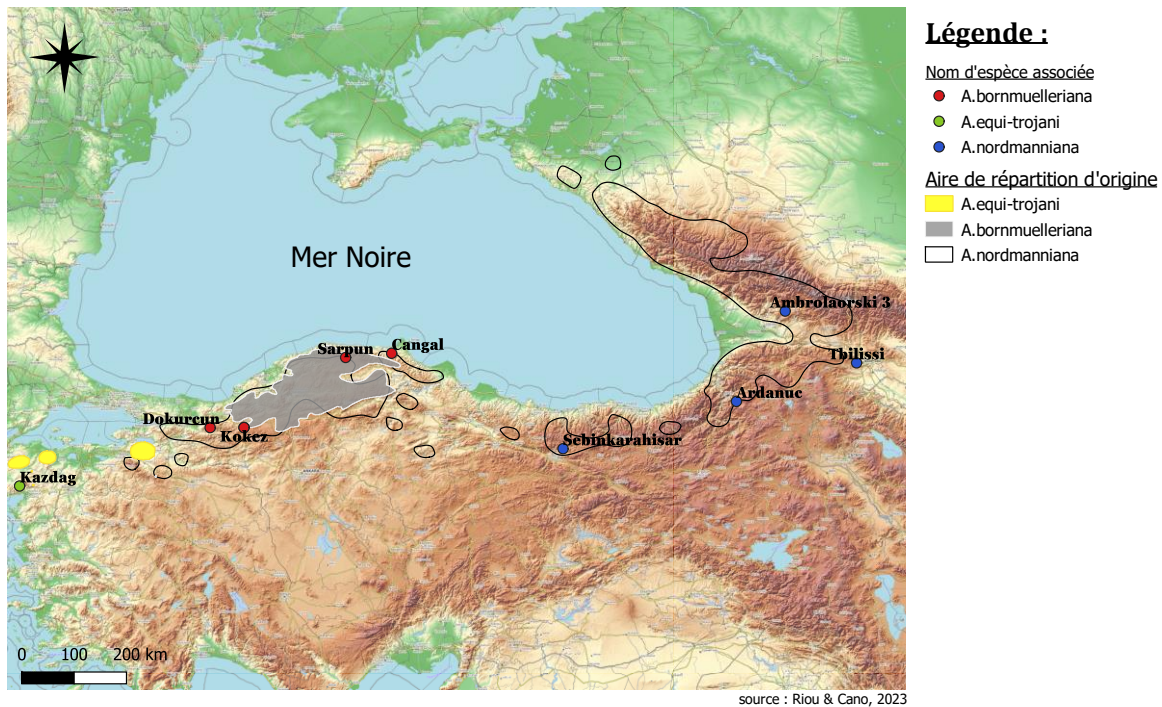


Figure 1 : Aire de répartition d'origine des sapins *A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* et *A. nordmanniana*, Riou & Cano. Source : QGis, 2023.

Il a déjà été démontré que la fragmentation de l'aire de répartition peut induire une forte différenciation intraspécifique (Cushman et al., 2012). Chez les sapins méditerranéens, il a été mis en avant une forte diversité génétique pour *Abies cephalonica*, une espèce à l'aire de répartition très fragmentée (Fady & Arbez, 1990). Cela soutient l'hypothèse selon laquelle la diversité génétique inter-provenances des sapins turques serait très liée à leur répartition géographique. On s'attend alors à observer une forte diversité génétique pour les espèces à aires de répartition très fragmentées ; et une diversité génétique moins importante pour les espèces à aire de répartition d'origine moins fragmentée. *A. nordmanniana* possède une aire de répartition très fragmentée tandis qu'à l'inverse, *A. bornmuelleriana* dispose d'une aire d'origine peu fragmentée (Hrivnák et al., 2017; EUFORGEN, 2023)

En France, *A. bornmuelleriana* fait partie du volet forestier du plan de relance gouvernemental "Conseils d'utilisation des ressources génétiques et forestières". Cela a mené à la mise en place d'aides financières pour l'utilisation de son matériel génétique dans un contexte de reboisement voir de sylviculture (MFR 2018). Néanmoins, sur les 3 essences de sapins de Turquie, *A.*

bornmuelleriana est la seule essence concernée par ces documents de synthèse. Il semble alors pertinent de comparer les performances d'*A. nordmanniana* et *A. equi-trojani* avec celles d'*A. bornmuelleriana* afin d'ouvrir le champ des possibles concernant les matériels génétiques mis à disposition pour le reboisement. De plus, une forte diversité phénotypiques entre les provenances pourrait être exploitable pour le reboisement afin de cibler les provenances les plus adaptées aux conditions climatiques sur le territoire (Fady & Arbez, 1990).

L'étude portera donc sur ces trois essences de sapins de Turquie ; dont les performances seront mesurées par l'intermédiaire de 3 variables : le taux de survie, la circonférence et la hauteur. Les caractères de croissance comme la circonférence ou la hauteur sont généralement utilisés comme des traits caractérisant la performance d'un individu dans son nouvel environnement : des conditions environnementales favorables permettent une croissance plus rapide (Jump et al., 2006; Marcora et al., 2013). De plus, le taux de survie est très largement utilisé au sein de la communauté scientifique pour l'étude des peuplements forestiers, notamment en tant qu'indicateur de l'acclimatation d'une essence aux conditions environnementales (Kone et al., 2010; Parlade et al., 1997; Walsh et al., 2011).

Cette étude s'insère dans une logique de gestion des sapinières françaises, intégrée aux enjeux actuels de changements climatiques. L'objectif principal de cette étude est de contribuer à une meilleure compréhension des réponses de trois essences de sapins de Turquie (*A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* et *A. nordmanniana*) aux différents climats en France, tout en mesurant l'importance de leur provenance et ainsi de la variabilité intra-spécifique, dans leurs capacités d'acclimatation.

Pour cela, les hypothèses suivantes seront testées :

- i) Le succès d'acclimatation des essences est plus important sur les sites aux conditions climatiques similaires à celles de leur aire de répartition d'origine.
- ii) *A. bornmuelleriana* et *A. equi-trojani* ont des performances relativement proches.
- iii) *A. nordmanniana* se différencie plus fortement de *A. bornmuelleriana* et *A. equi-trojani* par ses performances.
- iv) Les différences inter-provenances au sein d'*A. nordmanniana* sont plus importantes que celles au sein d'*A. bornmuelleriana*.

2) Matériel et méthodes :

Pour simplifier la lecture, les essences étudiées ont été renommées à l'aide d'un code espèce : AB pour *A. bornmuelleriana*, AE pour *Abies equi-trojani*, et AN pour *A. nordmanniana*.

2.1) Présentation des sites d'étude :

Les comparaisons des performances interspécifiques et inter-provenances ont été réalisées sur 5 jardins communs en France (Annexe 2), avec des conditions climatiques pouvant diverger (Tableau 1) :

- Le site 1 : La forêt communale de Rouffiac-des-Corbières (11).
- Le site 2 : La forêt domaniale du Bois-Genard (54), plantation comparative 5.
- Le site 3 : La forêt domaniale du Bois-Genard (54), plantations comparatives 6 et 7.
- Le site 4 : Forêt domaniale des Maures, Canton le Treps (83).
- Le site 5 : Plantation expérimentale du Bordial Haut (24), Cadouin

Tableau 1 : Description des sites d'étude, Riou & Cano.

| | Habitat climatique général | Type de sol | Pluviométrie | Altitude | Longitude | Latitude |
|------------------------|----------------------------|-------------------------------|--------------|----------|-----------|----------|
| Rouffiac | Méditerranéen | Substrat gréseux | 700mm | 580 | 2.5313 | 42.8941 |
| Bois-Genard p.c 5 | Continental | Argileux compact sur calcaire | 859mm | 320 | 4°59'E | 48°07'N |
| Bois-Genard p.c 6 et 7 | Continental | Argileux compact sur calcaire | 859mm | 320 | 4°59'E | 48°07'N |
| Cadouin | Océanique | | | 250 | 0°85'E | 44°8"N |
| Le Treps | Méditerranéen | Sol schisteux | 1200mm | 600 | 6.3658 | 43.2594 |

Les essences disposaient d'un nombre de provenances variable : 3 au total pour AE, 12 pour AN et 8 pour AB (Tableau 2). Tous les sites ne représentaient pas l'ensemble des provenances disponibles chez les essences. Les différences inter-provenances d'AE n'ont pas été étudiées au vu du peu de provenances et du peu d'informations disponibles sur ces dernières.

Tableau 2 : Description du matériel génétique, Riou & Cano

| Genre | Espèce | Provenance | Pays | latitude | longitude |
|-------------|-----------------|----------------|-----------|-------------|-------------|
| Abies | bornmuelleriana | Dokurcun | Turquie | 40°39'0" | 30°53'40" |
| | | Kokez | Turquie | 40°39'5" | 31°36'56" |
| | | Sarpun | Turquie | 41°46'29° | 33°46'53.2" |
| | | Arac | Turquie | | |
| | | Uludag | Turquie | 40°3'22" | 29°12'36" |
| | | Aladag | Turquie | | |
| | | Cangal | Turquie | 41°50'29" | 34°45'43" |
| | | Kokez 2 | Turquie | 40°39'5" | 31°36'56" |
| | nordmanniana | Sebinkarahisar | Turquie | 40°18'29" | 38°24'51" |
| | | Igdirdag | Turquie | | |
| | | Karanlik Mese | Turquie | | |
| | | Yas Mese | Turquie | | |
| | | Amance | France | 48°45'18" | 6°16'50" |
| | | Combesalat 3 | France | | |
| | | Karaulikdere 1 | Turquie | | |
| | | Karaulikdere 2 | Turquie | | |
| | | Ardanuc | Turquie | 41°4'23" | 42°6'29" |
| | | Ambrolaorski 3 | Georgie | 42°30'29" | 43°8'53" |
| | Royat | France | | | |
| | Tbilissi | Georgie | 41°41'21" | 44°40'5.24" | |
| | equi-trojani | Kazdag | Turquie | 39°41'57" | 26°50'3.53 |
| Kazdag Nord | | Turquie | | | |
| Kazdag Sud | | Turquie | | | |

2.2) Protocole de mesures in situ :

Chaque jardin commun étudié était divisé en sous-sites appelés “Blocs” (Annexe 3) l’objectif de ces blocs était d’améliorer la prise en compte des effets micro-climatiques cités précédemment (variations locales de la fertilité dues : aux micro-conditions de sol, d’humidité, de pente, d’exposition...). Les blocs prenaient la forme de blocs randomisés incomplets ; ils étaient composés d’une à trois essences comportant une à 4 provenances au total par bloc. La campagne de mesures s’est déroulée entre 2021 et 2022 et a été réalisée par les techniciens forestiers de l’INRAe, dans le cadre des projets de recherche et développement REFER (financé par le ministère de l’Agriculture) et Bornmüller (financé par le Fonds de dotation Plantons pour l’Avenir). Sur tous les arbres des jardins communs, il a été relevé des coordonnées X et Y permettant de cartographier la plantation et les individus. La circonférence a été mesurée au ruban millimétré ; selon la norme, à 1m30 (Ghaioule et al., 2009; Picard, 2006) ; avec une précision au mm. Toutes les hauteurs de chaque individu n’ont pas pu être mesurées. Les mesures de hauteur ont été réalisées sur minimum 10 arbres par bloc ; des arbres choisis sans fourchaisons et sans défauts majeurs de croissance. La hauteur était mesurée à l’aide d’un dendromètre de type VERTEX IV par émission d’ondes radio, avec une précision à 10 cm : Le transpondeur est placé à la base de l’arbre, à une hauteur d’1m30, l’observateur se place ensuite à une distance semblable à celle de la taille de l’arbre, vise le transpondeur avec l’appareil, puis vise la cime de l’arbre. La hauteur est calculée selon un principe trigonométrique en utilisant les mesures d’une distance et de 2 angles. La survie de chaque individu a également été renseignée, de façon binaire (0=arbre mort et 1=arbre vivant), par évaluation visuelle de l’état de l’arbre.

2.3) Analyses statistiques :

2.3.a) Estimation des hauteurs non mesurées :

Il a été réalisé une estimation des hauteurs des individus non mesurés, en fonction des mesures de circonférences et de minimum 10 hauteurs par essences. Pour cela un modèle de régression non linéaire a été utilisé (Annexe 4).

2.3.b) Analyse spatiale de l’effet terrain :

De trop fortes différences de classement d’essences et de provenances entre les blocs auraient biaisé l’interprétation des résultats. Par ailleurs, en terrain très hétérogène, un bloc peut ne pas réellement constituer l’entité environnementale homogène qu’il est censé être. Ainsi, il semblait adapté d’utiliser une méthode permettant de prendre en compte les effets de terrains

de façon continue, sans qu'ils prennent la forme d'une variable explicative discrète. En effet, l'analyse en blocs modélise les effets de terrain en paliers discontinus et ne suit pas les gradients réels (Sandel & Smith 2009). De plus, puisqu'il s'agit de blocs randomisés incomplets, ils ne contenaient pas toutes les essences avec toutes les provenances intra-spécifiques du site ; la prise en compte de l'effet terrain était donc encore plus complexe. Par conséquent, il a été utilisé la méthode de Papadakis itéré (Lefèvre et al., 2004; Pichot, 1993) pour ajuster les mesures brutes à l'hétérogénéité des conditions environnementales des sites. Cette méthode est sans à priori sur la distribution de l'hétérogénéité spatiale (Pichot 1993). Cela a également permis d'inclure les informations spatiales à une échelle plus large que le seul bloc. La méthode consiste en une succession de calculs itératifs sur des modèles ANOVA, combinant le génotype et une covariable correspondant à la valeur résiduelle moyenne des cinq plus proches voisins de l'étape $n-1$. Les itérations se poursuivent alors jusqu'à convergence du modèle. Dans notre étude, cette méthode permet donc d'estimer et de quantifier l'effet du terrain et de l'ajuster sur les performances d'un individu (circonférence et hauteur). Les valeurs de circonférence et de hauteur ne sont pas des valeurs brutes dans les résultats ci-dessous. Pour chaque observation, une valeur représentant l'effet du terrain est additionnée ou soustraite aux valeurs brutes existantes.

2.3.c) Etude du taux de survie :

Pour étudier le taux de survie des différentes essences et provenances, un modèle GLM (Generalized Linear Model) à données binaires avec une fonction de liaison logit a été utilisée. La variable explicative "Espece" était accompagnée d'une co-variable explicative quantitative ajustée à l'effet génétique issue de Papadakis. Cette variable quantifiait donc les effets de terrains sur chacune des observations.

2.3.d) Etude des circonférences et hauteurs :

Pour étudier l'effet de chaque génotype (essences et provenances) sur les performances, une analyse de variances a été réalisée. Les tests de validation des conditions de normalité des résidus (test de Shapiro) et d'homoscédasticité des variances (test de Bartlett) ont été rejetés. Il a donc été effectué un test alternatif non paramétrique d'ANOVA de Kruskal-Wallis. Puis, pour réaliser les comparaisons multiples des génotypes, il a été effectué un test U de Mann-Whitney, pour des échantillons indépendants.

Toutes les analyses statistiques ainsi que les graphiques représentés ci-après ont été effectués à l'aide de R v.4.2.2 et les packages ggplot2 (Wickham, 2016), dplyr (Wickham, 2018), nlme

(Pinheiro et al., 2022) readxl (Wickham & Bryan, 2019), multcomp (Hothorn et al., 2008), ROCR (Sing et al., 2005), multcompView (Graves et al., 2015).

3) Résultats :

Pour comprendre l'adaptation des sapins turcs et de leurs différentes provenances aux climats français, il est pertinent de s'intéresser aux performances de croissance (circonférence et hauteur) ainsi qu'à leurs taux de survie dans différents jardins communs.

3.1) Différences interspécifiques :

3.1.a) Taux de survie :

Sur les cinq sites étudiés, trois ne comportent pas de différences significatives de taux de survie entre les essences : il s'agit des sites 2, 4 et 5 ($p > 0,05$) (Figure 2). (Pour les deux autres, les classements divergent. Sur le site 1, le taux de survie d'AB (0,79) est significativement supérieur à celui d'AN (0,67) ; ($p < 0,01$). En revanche, il ne diffère pas du taux de survie moyen d'AE (0,83) ; ($p > 0,05$). AE est quant à lui significativement supérieur à AN ($p < 0,001$) Pour le site 3, les taux de survie d'AB (0,64) et AN (0,66) ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$). En revanche, AE dispose d'un taux de survie significativement inférieur (0,57) à ceux d'AB ($p < 0,05$) et d'AN ($p < 0,01$). Sur le site 4, le taux de survie d'AE est de 0% car les 28 individus sont morts.

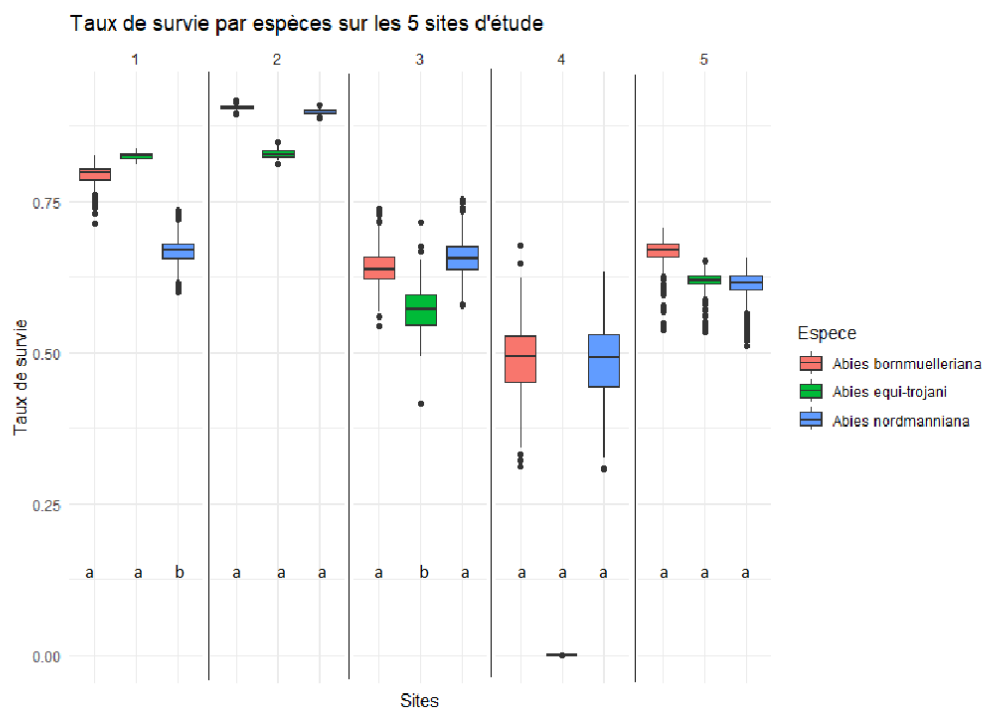


Figure 2 : Taux de survie d'*A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* et *A. nordmanniana* sur les cinq sites d'étude. Les lettres correspondent aux significativités intra-sites seulement.

3.1.b) Circonférence :

Sur le total des sites pour les comparaisons de circonférence, la médiane d'AN est toujours significativement inférieure à celle d'AB ($p < 0,001$) (Figure 3). Elle est également significativement inférieure à celle d'AE sur l'ensemble des sites ($p < 0,001$).

AE est significativement supérieur à AB pour les sites 1 ($p < 0,01$) et 5 ($p < 0,01$). Sur le site 1, la circonférence médiane d'AE est de 811mm et celle d'AB est de 681mm. Sur le site 5, elle est de 687mm pour AE et de 639mm pour AB. AE et AB ne diffèrent pas significativement sur les sites 2 et 3 ($p > 0,05$).

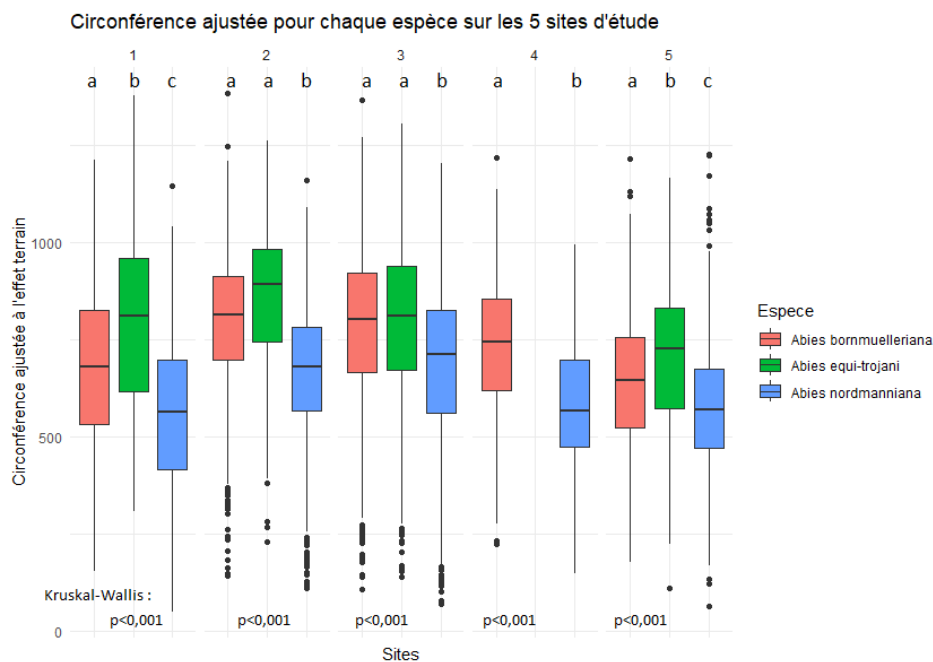


Figure 3 : Circonférences ajustées à l'effet terrain d'*A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* et *A. nordmanniana* pour les cinq sites d'étude. Les lettres correspondent aux significativités intra-sites seulement, obtenues grâce au test de Mann-Withney.

3.1.c) Hauteur :

Il n'existe aucune différence significative entre les essences pour les comparaisons des hauteurs ($p > 0,05$) des sites 3 et 5 (Figure 4).

Pour le site 1 la hauteur médiane d'AN (14,18m) est significativement supérieure à celle d'AB (13,73m) ; ($p < 0,001$). Les hauteurs médianes d'AN et AB ne diffèrent pas significativement de la médiane d'AE ($p > 0,05$) sur ce site.

Pour le site 2, les hauteurs médianes d'AE (17,81m) et AB (17,97m) ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$). En revanche, AN dispose d'une hauteur médiane (16,83m) significativement inférieure à celles d'AB ($p < 0,001$) et d'AE ($p < 0,001$).

Pour le site 4, la hauteur médiane d'AB (16,77m) est significativement supérieure à celle d'AN (15,64m) ; ($p < 0,001$). AE ne dispose pas de valeurs de hauteurs au vu de son taux de survie de 0%.

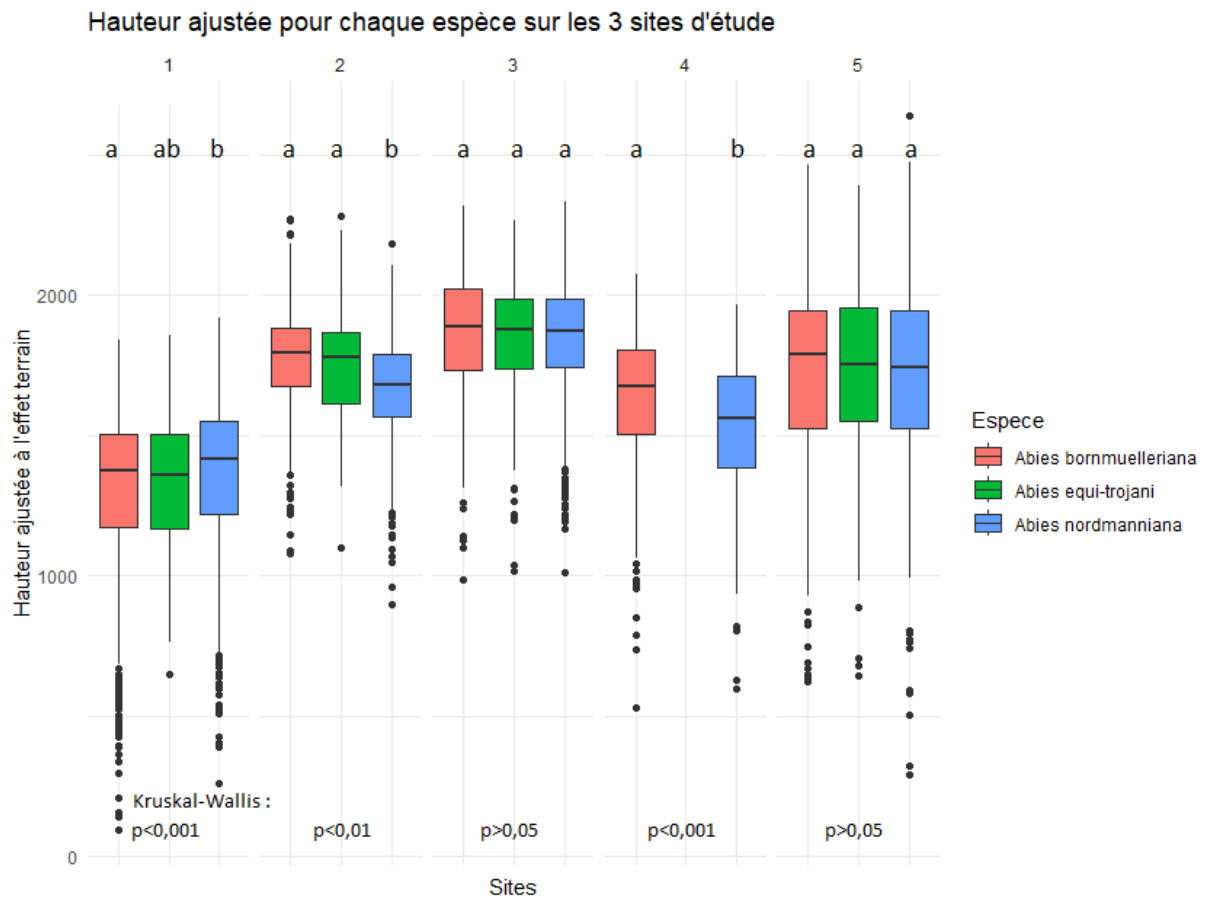


Figure 4 : Hauteurs ajustées à l'effet terrain d'*A. bornmuelleriana*, *A. equi-trojani* et *A. nordmanniana* pour les cinq sites d'étude. Les lettres correspondent aux significativités intra-sites seulement, obtenues grâce au test de Mann-Withney.

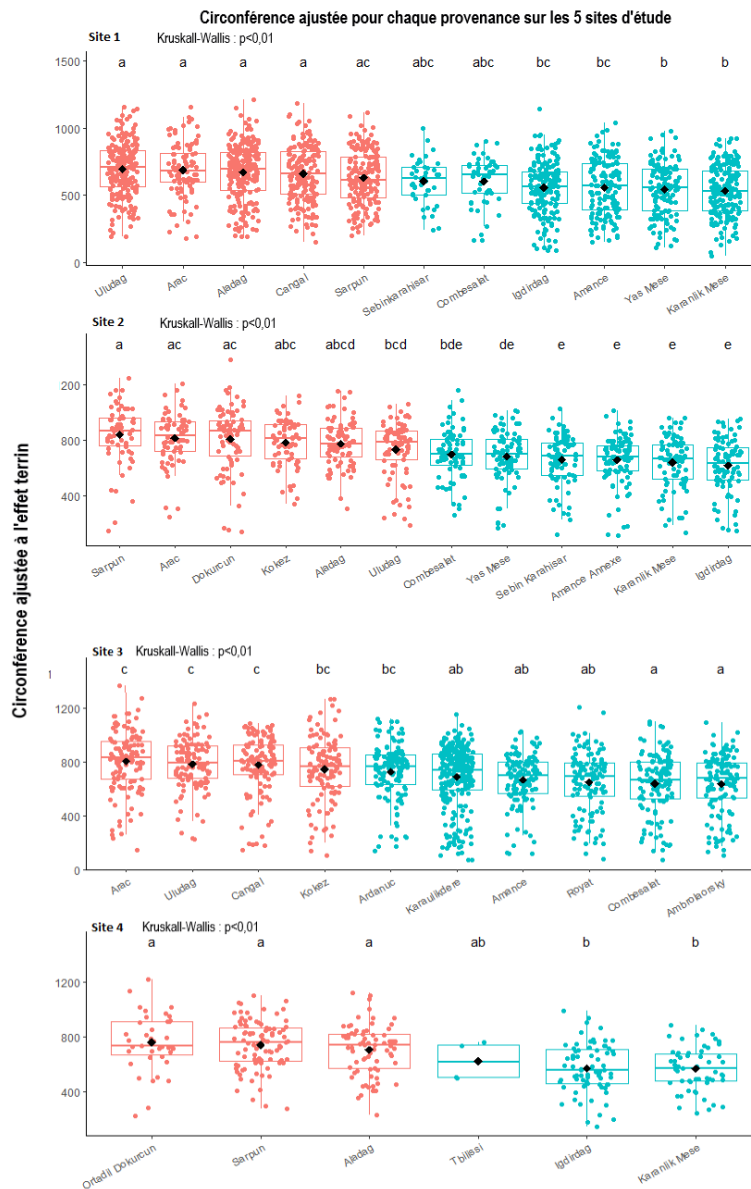
Si l'on compare les trois essences en englobant l'ensemble des paires réalisées dans les trois tests de performances (taux de survie, circonférence et hauteur), la paire AE-AB a été comparée 13 fois au total, la paire AE-AN 13 fois également et la paire AB-AN 15 fois. La paire AE-AB s'est avérée non significative à 77% (10/13) la paire AE-AN à 46% (6 /13) et la paire AB-AN à 40% (6/15). AE s'est avéré significativement supérieur à AB dans 15% des cas seulement (2/13). AE était significativement supérieur à AN dans 46% des cas (6/13) ; et AB était significativement supérieur à AN dans 53% des cas (8/13)

3.2) Différences inter-provenances :

3.2.b) Circonférence :

Pour AB, les sites 1, 3, 4 et 5 ne présentent pas de différences inter-provenances ($p > 0,05$) dans les comparaisons de hauteurs (Figure 5). Le seul site présentant des différences entre provenances pour cette essence est le site 2. La provenance Sarpun présente une circonférence médiane significativement supérieure (865mm) à celle d'Uludag (786mm) ; ($p < 0,05$).

Pour AN, les sites 1, 2, 4 et 5 ne présentent pas de différences inter-provenances ($p > 0,05$). Le seul site présentant des différences entre provenances pour cette essence est le site 3. La provenance Ardanuc présente une circonférence médiane significativement supérieure (761mm) à celle d'Ambrolaorsky (678mm) ; ($p < 0,05$).



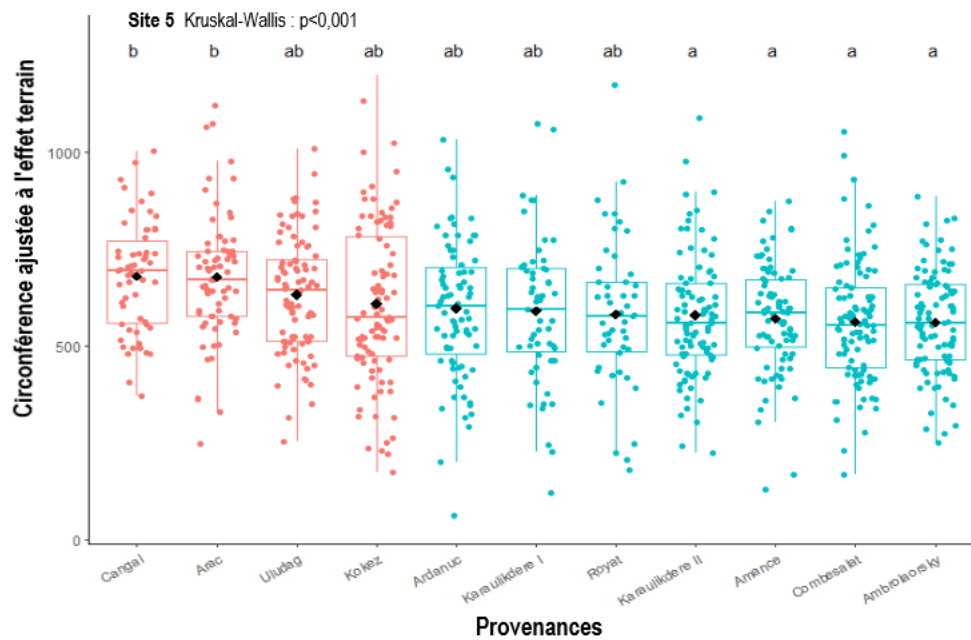


Figure 5 : Circonférences ajustées à l'effet terrain des provenances d'*A. Bornmuelleriana* et *A. nordmanniana* pour les cinq sites d'étude. Les significativités sont obtenues grâce au test de Mann-Whitney

3.2.c) Hauteur :

Pour AB, les sites 1, 4 et 5 ne présentent pas de différences inter-provenances ($p > 0,05$) pour les comparaisons de hauteurs (Annexe 5). Le site 2 présente des différences pour les paires de provenances "Sarpun-Uludag" ($p < 0,001$), "Dokurcun-Uludag" ($p < 0,001$), et "Arac-Uludag" ($p < 0,001$). Les hauteurs médianes de Sarpun (18,32m), Dokurcun (18,37m) et Arac (18,27m) sont toutes les trois significativement supérieures à celle d'Uludag (17,58m). Sur le site 3, on note des différences pour les paires de provenances "Arac-Kokez" ($p < 0,001$) et "Cangal-Kokez" ($p < 0,001$). Les hauteurs médianes d'Arac (19,43m) et Cangal (19,42m) sont toutes les deux significativement supérieures à celle de Kokez (18,03m). Pour AN, aucun site ne présente de différences significatives inter-provenances concernant les hauteurs médianes ($p > 0,05$).

Sur les 218 paires réalisées dans les tests de provenances interspécifiques concernant les performances des circonférences et hauteurs (80 pour AB et 138 pour AN), on note 6 différences significatives dans les paires de provenances d'AB. Ces différences concernent 6 provenances : Arac, Cangal, Kokez, Sarpun, Uludag et Dokurcun. Pour AN, on constate une seule différence significative, concernant les provenances Ardanuc et Ambrolaorsky. Au total, 3,21% des paires de provenances se sont avérées différentes significativement. Cela correspond à 7,5% des paires significativement différentes pour AB et 0,7% des paires pour AN.

4) Discussion :

L'objectif de cette étude était de mieux comprendre les différences d'acclimations entre essences de sapins turques aux différents climats en France, tout en mesurant l'importance de leur provenance et ainsi de la variabilité intra-spécifique, dans leurs capacités d'acclimation. Dans le site 1 de climat méditerranéen, AE a démontré de meilleures performances de ses caractères phénotypiques qu'AB, dont les performances sont plus élevées que celles d'AN. Ce classement peut s'expliquer par les conditions environnementales des aires de répartition d'origine de ces essences qui proviennent d'un climat méditerranéen. En effet, AE provient de l'ouest de la Turquie, près de la côte méditerranéenne et AB se trouve au sud de la mer Noire, qui est considérée comme un climat méditerranéen chaud avec peu de précipitations annuelles (Göktürk *et al.* 2011). AN provient du massif du Caucase, avec un climat continental qui prédomine, mais qui comporte une plus grande diversité de climats dont des climats arides, froids et subtropicaux (Panchuk & Afanas'ev 2011). Sur le site 4, AB a également de meilleures performances que AN. Néanmoins, le taux de mortalité est assez élevé sur le site 4, il peut être dû aux températures extrêmes pouvant être rencontrées dans le var (Vergnoux *et al.*, 2011) ; ce qui complexifie l'interprétation des résultats sur ce site. AN ne provenant pas d'un climat méditerranéen, il semble moins bien s'acclimater aux conditions des sites 1 et 4. À contrario les deux essences provenant de ce même climat semblent mieux s'acclimater.

Dans les sites de climat continental, AB et AE présentent de meilleures performances que AN, mais aussi un taux de survie équivalent sur le site 2. Sur le site 3, AB et AN sont plus performants que AE. AN semble mieux s'acclimater sur ce site qu'en climat méditerranéen mais reste moins performant que AB et AE. Comme en climat méditerranéen, AB et AE semblent exprimer des caractères de performance supérieurs à AN. Les bonnes performances de AB et AE dans des sites de milieu continental, et donc moins proche de leur climat d'origine, suggère une bonne capacité d'acclimation pour ces essences.

En climat océanique du site 5, les performances sont plus équilibrées entre les trois essences. Seul le phénotype de circonférence montre des différences interspécifiques, avec la circonférence de AE qui est significativement supérieur à AB, elle-même supérieure à celle de AN. Ce climat peut être présenté comme étant intermédiaire entre le climat continental et méditerranéen, c'est-à-dire avec une amplitude de température moins irrégulière et moins extrême (Smith *et al.*, 2015). Ce climat peut être considéré favorable pour l'acclimation des trois essences.

D'après les comparaisons de performances des essences inter-sites, il y aurait un lien positif entre le climat d'origine et celui d'implantation pour un succès d'acclimatation. Ces résultats suggèrent que l'hypothèse 1 est vérifiée. Cependant, d'autres paramètres environnementaux tels que les types de sols, l'altitude, les événements météorologiques particuliers, ou des relations biotiques comme l'effet des ravageurs peuvent mener à des expressions différentes des caractères phénotypiques (Scheiner 1993).

Il est néanmoins primordial de prendre en compte que les climats étaient testés avec 2 répétitions par climat maximum. Ainsi, un design expérimental avec minimum 3 répétitions par climat aurait permis une analyse plus précise.

Par ailleurs, les comparaisons interspécifiques témoignent d'une similarité dans les performances d'AE et d'AB sur 77% des sites. L'hypothèse ii) selon laquelle AB et AE disposent de performances relativement proches est ainsi confirmée. Phylogénétiquement ces deux essences se classent dans le complexe *A. nordmanianna* et leur classification en tant qu'une seule sous espèce a été décrite (Balao *et al.* 2020). Il a été démontré que la divergence depuis le premier ancêtre commun est plutôt récente entre les essences AB et AE (95% des résultats se situent entre 490 et 7650 générations). Cette divergence évolutive récente pour la paire AB et AE pourrait ainsi expliquer la proximité des caractères phénotypiques entre ces derniers (Hrivnák *et al.* 2017) et donc leurs similarités de performances.

L'hypothèse iii) selon laquelle AN devrait se différencier davantage d'AE et d'AB par ses performances peut également être confirmée. En effet, les comparaisons interspécifiques ont également montré une faible similarité entre AE et AN (46%), et une similarité encore plus faible entre AB et AN (40%). Hrivnák *et al.* (2017) ont pu estimer la divergence depuis le premier ancêtre commun, cette fois-ci entre AB et les populations du sud d'AN dont l'aire de répartition inclue 2 des provenances de cette étude au moins (Ardanuc et Sebinkarahisar). Il se trouve que la divergence a eu lieu entre 7510 et 58 700 générations (intervalle de confiance à 95%) ; une divergence bien plus vieille donc que celle entre AB et AN. Cette divergence ancienne pourrait ainsi être un premier élément de réponse pouvant justifier les différences entre AN et les deux autres essences concernant notamment les caractères phénotypiques de hauteur et de circonférence.

Un autre résultat fort de cette étude est que l'on distingue une tendance de performances plus faibles d'AN comparée à celles d'AE (dans 46% des cas) et d'AB (dans 53% des cas) ; des résultats qui concordent avec ceux mis en avant par Fady & Pommery (1998). En particulier, les circonférences d'AE et AB étaient significativement supérieures à celles d'AN et ce, sur l'ensemble des sites. La compétition exerce une influence sur la variation de la croissance

radiale des arbres à l'échelle interspécifique (Biging et al., 1995); mais également intraspécifique, et d'autant plus chez les conifères (Pretzsch, Biber et al., 2014). De plus, des individus qui disposent de circonférences plus importantes bénéficieront par exemple d'un houppier plus étendu. Ces caractères phénotypiques vont ainsi permettre un meilleur accès à la lumière (Pretzsch & Zenner 2017). Les meilleures performances de AE et AB pourraient donc s'expliquer par une compétitivité plus importante de ces essences pour l'accès à la ressource lumineuse par rapport à AN.

Les comparaisons inter-provenances au sein des essences ont montré davantage de différences significatives au sein des provenances d'AB (7,5%) qu'au sein d'AN (0,7%) et 6 des 8 provenances d'AB sont concernées par au moins une différence significative. L'hypothèse iv) selon laquelle il y aurait davantage de différences de performances inter-provenances pour AN que pour AB est donc rejetée. Deux études scandinaves, qui étudiaient pourtant un matériel génétique différent et dans des conditions climatiques distinctes ont trouvé les mêmes résultats. Comme pour cette étude, une faible différence de performances et de taux de survie entre les provenances d'AN, ainsi qu'une plus forte variation des performances entre les provenances d'AB ont été observées (Fløistad 2015; Nielsen 2011). Par ailleurs, les résultats montrent globalement un faible effet de la provenance dans les performances et le succès d'acclimatation des deux essences. Il ne peut donc pas être exclu qu'il existe une variabilité intraspécifique mais qu'elle ne s'exprime pas par le biais des caractères phénotypiques utilisés dans cette étude. En effet, AN présente une différenciation dans le développement juvénile des hauteurs selon ses provenances (Hansen et al., 2005). De plus, il a déjà été démontré que les essences du genre *Abies*, dont notamment AN, disposaient d'une importante variabilité inter et intraspécifique de réponses à la sécheresse (George et al. 2015). Il est à noter que AN était l'espèce la plus résistante à la sécheresse parmi les espèces étudiées par George et al. (2015).

Cette diversité inter-provenances pourrait par exemple être mise en avant par l'étude de certaines réponses physiologiques à la sécheresse comme les mouvements stomatiques (Ducrey, 1998; Rejeb et al., 1991).

5) Conclusion :

Dans une logique de gestion des sapinières françaises, intégrée aux enjeux économiques de la production de bois, les résultats de cette étude permettent une meilleure compréhension des essences de sapins qui pourraient jouer à l'avenir un rôle clé dans la diversification des forêts françaises. Elle a mis en avant une bonne adaptation d'AE et d'AB, tant au niveau du taux de survie que des performances de hauteur et de circonférence. Mais également une

proximité entre ces 2 essences pouvant inciter une reconsidération de l'essence AE en tant qu'essence de diversification. Il pourrait être intéressant d'approfondir davantage les recherches à son sujet, afin de vérifier si, sur une plus large gamme de sols et de climats, elle continue d'avoir des performances similaires à celles d'AB. Si cela s'avère être le cas ; il pourrait alors être pertinent de l'introduire dans le volet forestier du plan de relance gouvernemental "Conseils d'utilisation des ressources génétiques et forestières" au même titre qu'AB. Pour AB, il semble également pertinent d'explorer davantage les différences inter-provenances, avec un matériel génétique plus diversifié ou encore par l'intermédiaire des réponses physiologiques à la sécheresse. En ce qui concerne AN, cette étude met en avant une compétitivité moins importante de l'espèce concernant les performances de circonférence. Ce résultat pourrait constituer une limite à son utilisation à des fins sylvicoles. Son utilisation pourrait ainsi être davantage pertinente à des fins de diversification des forêts sans objectifs sylvicoles. Ses capacités de résistance à la sécheresse, et aux gelées tardives grâce à son débourrement tardif, en font également une espèce particulièrement intéressante pour améliorer la résilience des forêts dans un contexte de changement climatique.

6) Bibliographie :

- Adger, W.N., Huq, S., Brown, K., Declan, C. & Mike, H. (2003). Adaptation to climate change in the developing world. *Prog. Dev. Stud.*, 3, 179–195.
- Alizoti, P.G., Fady, B., Prada, M.A., Vendramin, G.G. & International, B. (2011). Mediterranean firs (*Abies* spp). *EUFORGEN Tech. Guidel. Genet. Conserv. Use*.
- Ambroise, L., Abildtrup, J. & Pülzl, H. (2023). Analysis of French forest policy in the context of ecosystem services: From the national to the regional level. *Environ. Policy Gov.*, 33, 153–163.
- de Andrés, E.G., Camarero, J.J., Martínez, I. & Coll, L. (2014). Uncoupled spatiotemporal patterns of seed dispersal and regeneration in Pyrenean silver fir populations. *For. Ecol. Manage.*, 319, 18–28.
- Annabelle, A. (2011). Contribution à l'estimation des potentialités de migration des essences forestières face au changement climatique : Le cas du sapin pectiné (*Abies alba* Miller) sur le Mont Ventoux. *HAL INRAE*.
- Arbez, M. (1969). Répartition, écologie et variabilité des sapins de Turquie du Nord: *Abies nordmanniana* Spach, *Abies bornmulleriana* Mattfeld, *Abies equi-trojani* Ascherson et Sintenis. *Ann. des Sci. For.*, 26, 257–284.
- Archambault, L., Bégin, J., Delisle, C. & Fortin, M. (2003). Dynamique forestière après coupe partielle dans la Forêt expérimentale du Lac Édouard, Parc de la Mauricie, Québec. *For. Chron.*, 79.
- Aussenac, G. & Firs, C. (2002). Original article Ecology and ecophysiology of circum-Mediterranean

- firs in the context of climate change. *Evolution (N. Y.)*, 59, 823–832.
- Badeau, V., J. L. Dupouey, C. Cluzeau, J. Drapier, and C.L.B. (2007). Aires potentielles de répartition des essences forestières d'ici 2100. *Rendez-vous Tech. l'ONF, hors série n°3*, 62–66.
- Balao, F., Lorenzo, M.T., Sánchez-Robles, J.M., Paun, O., García-Castaño, J.L. & Terrab, A. (2020). Early diversification and permeable species boundaries in the Mediterranean firs. *Ann. Bot.*, 125, 495–507.
- Barbati, A., Corona, P. & Marchetti, M. (2007). A forest typology for monitoring sustainable forest management: The case of European Forest Types.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W. & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.*, 15, 365–377.
- Bertrand, R.R. (2012). Réponse spatio-temporelle de la végétation forestière au réchauffement climatique - Évaluation du remaniement de la végétation et caractérisation de l'effet des facteurs écologiques et géographiques le modulant à l'échelle de l'espèce et des communautés, 310 p.
- Biging, G.S. & Dobbertin, M. (1995). Evaluation of Competition Indices in Individual Tree Growth Models. *For. Sci.*, 41, 360–377.
- Cailleret, M. (2011). Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence. *Causes Fonct. du dépérissement la mortalité du sapin pectiné en Provence, Univ. Paul Cézanne (Aix Marseille 3)(2011)*.
- Cushman, S.A., Shirk, A. & Landguth, E.L. (2012). Separating the effects of habitat area, fragmentation and matrix resistance on genetic differentiation in complex landscapes. *Landsc. Ecol.*, 27, 369–380.
- Cuttelod, A., Garcia, N., Malak, D., Temple, H. & Katariya, V. (2009). The Mediterranean : a biodiversity hotspot under threat. In: *Wildlife in a changing world* (ed. Vié, J.C.). p. 89.
- Davi, H., Dufrière, E., Francois, C., Le Maire, G., Loustau, D., Bosc, A., *et al.* (2006). Sensitivity of water and carbon fluxes to climate changes from 1960 to 2100 in European forest ecosystems. *Agric. For. Meteorol.*, 141, 35–56.
- Ducrey, M. (1998). Aspects écophysiologicals de la réponse et de l'adaptation des sapins méditerranéens aux extrêmes climatiques : gelées printanières et sécheresse estivale. *Forêt Méditerranéenne*, XIX, 105–116.
- Fady, B. (1993). Caractéristiques écologiques et sylvicoles des sapins de Grèce dans leur aire naturelle et en plantation dans le Sud de la France. Perspectives pour le reboisement en région méditerranéenne. *Rev. For. Française*, 119.
- Fady, B. (2011). Les changements climatiques et leurs effets sur les forêts méditerranéennes : aspects génétiques. *Forêt Méditerranéenne*, 32, 173–177.
- Fady, B. & Arbez, M. (1990). Amplitude et structuration de la variabilité génétique du sapin de Céphalonie (*Abies cephalonica* Loudon). *Ecol. Mediterr.*, 16, 59–72.
- Fady, B. & Pommery, J. (1998). Adaptation et diversité génétique des sapins méditerranéens : bilan des

- tests de provenance de sapins de Céphalonie dans le sud de la France et perspectives en matière d'hybridation. *Forêt Méditerranéenne*, XIX, 117–123.
- Finlayson, M., Lévêque, C., Randy Milton, G., Peterson, G., Pritchard, D., Ratner, B.D., *et al.* (2005). A Report of the Millennium Ecosystem Assessment Contributing Authors, and Sub-global Coordinators Review Editors: José Sarukhán and Anne Whyte (Co-chairs) and MA Board of Review Editors The Cropper Foundation, Trinidad and Tobago.
- Fløistad, I.S., Nyeggen, H. & Skage, J.O. (2015). Testing species of genus *Abies* for Christmas tree production in Norway. *Scand. J. For. Res.*, 30, 653–663.
- George, J.P., Schueler, S., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Klumpp, R.T. & Grabner, M. (2015). Inter- and intra-specific variation in drought sensitivity in *Abies* spec. and its relation to wood density and growth traits. *Agric. For. Meteorol.*, 214–215, 430–443.
- Ghaioule, Driss, Lieutier, F. (2009). Deperissement du cedre et relations avec les facteurs biologiques dans le moyen atlas. Driss GHAIIOULE et François LIEUTIER. *Ann. la Rech. For.*, 41, 69–77.
- Gilman, S.E., Urban, M.C., Tewksbury, J., Gilchrist, G.W. & Holt, R.D. (2010). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 0.7. 6. *Trends Ecol. Evol.*
- Göktürk, O.M., Fleitmann, D., Badertscher, S., Cheng, H., Edwards, R.L., Leuenberger, M., *et al.* (2011). Climate on the southern Black Sea coast during the Holocene: implications from the Sofular Cave record. *Quat. Sci. Rev.*, 30, 2433–2445.
- Graves, S., Piepho, H.P. & Selzer, L. (2015). multcompView: visualizations of paired comparisons.
- Hansen, O.K., Kjær, E.D. & Vendramin, G.G. (2005). Chloroplast microsatellite variation in *Abies nordmanniana* and simulation of causes for low differentiation among populations. *Tree Genet. Genomes*, 1, 116–123.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical J.*, 50, 346–363.
- Hrivnák, M., Paule, L., Krajmerová, D., Kulaç, Ş., Şevik, H., Turna, İ., *et al.* (2017). Genetic variation in Tertiary relicts: The case of eastern-Mediterranean *Abies* (Pinaceae). *Ecol. Evol.*, 7, 10018–10030.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. & Peñuelas, J. (2006). Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob. Chang. Biol.*, 12, 2163–2174.
- Kone, K.H.C., Boraud, N. & Kamanzi, A. (2010). Influence du mode de plantation sur la survie et la dynamique de croissance des stumps de Teck utilisés dans les reboisements industriels en zone de forêt dense semi décidue de Côte d'ivoire., 1956–1963.
- Lamarque, P., Lavorel, S., Mouchet, M. & Quétier, F. (2014). Plant trait-based models identify direct and indirect effects of climate change on bundles of grassland ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 111, 13751–13756.
- Lefèvre, F., Fady, B., Fallour-Rubio, D., Ghosn, D. & Bariteau, M. (2004). Impact of founder population, drift and selection on the genetic diversity of a recently translocated tree population.

- Hered.* 2004 936, 93, 542–550.
- Levy, G. & Becker, M. (1987). Le déperissement du sapin dans les Vosges: rôle primordial de déficits d'alimentation en eau. *Ann. des Sci. For.* 4 (44), 403-416.
- Van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., *et al.* (2009). Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. *Science* (80-), 323, 521–524.
- Marcora, P., Hensen, I., Renison, D., Seltmann, P. & Wesche, K. (2008). The performance of *Polylepis australis* trees along their entire altitudinal range: implications of climate change for their conservation. *Divers. Distrib.*, 14, 630–636.
- Mauri, A., de Rigo, D. & Caudullo, G. (2016). *Abies alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: *European Atlas of Forest Tree Species* (eds. San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T. & Mauri, A.). European Commission, pp. 48–49.
- McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. & White, K.S. (2001). Climate change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- MFR. (2018). *Ressources génétiques forestières : Conseils d' utilisation des matériels forestiers de reproduction Programme de révision des fiches espèces*. Ministère de l'agriculture
- Nardin, M. (2013). Ajustement biologique du mélèze aux variations environnementales le long d'un gradient altitudinal : approche microdensitométrique de la réponse au climat.
- Nielsen, U.B., Hansen, J.K. & Kromann, H.K. (2011). Impact of site and provenance on economic return in nordmann fir Christmas tree production. *Scand. J. For. Res.*, 26, 74–89.
- MTECT. (2023). Rapport 2022 du Haut conseil pour le Climat : « Dépasser les constats, mettre en œuvre les solutions » – notre-environnement. <https://www.notre-environnement.gouv.fr>. Ministère de la Transition Ecologique et de la Cohesion du Territoire.
- Nourtier, M. (2011). La vulnérabilité du sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) à la sécheresse en milieu méditerranéen selon les propriétés hydriques du sol.
- Panchuk, V.E. & Afanas'ev, V.L. (2011). Astroclimate of Northern Caucasus-Myths and reality. *Astrophys. Bull.*, 66, 233–254.
- Parlade, J., Pzra, J. & Alvarez, I.F. (1997). La mycorhization contrôlée du Douglas dans le Nord de l'Espagne : Premiers résultats en plantation. *Rev. For. Française*, 49.
- Picard, N. (2006). Méthode d'inventaire forestier. Projet de développement rural participatif dans le moyen Atlas central (projet Khénifra).
- Pichot, C. (1993). Analyse de dispositifs par approches itératives prenant en compte les performances des plus proches voisins. *Agron.* 2 (13), 109-119.
- Pinheiro, J. & Bates, D. (2022). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1–161.
- Pretsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E. & Rötzer, T. (2014). Forest stand growth dynamics in

- Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* 2014 51, 5, 1–10.
- Pretzsch, H. & Zenner, E.K. (2017). Toward managing mixed-species stands: from parametrization to prescription. *For. Ecosyst.*, 4, 1–17.
- Rejeb, M.N., Laffray, D. & Louguet, P. (1991). Modification de la conductance stomatique de diverses origines tunisiennes de caroubier (*Ceratonia siliqua* L.) soumises à une contrainte hydrique prolongée, 149–158.
- Sandel, B. & Smith, A.B. (2009). Scale as a lurking factor: incorporating scale-dependence in experimental ecology. *Oikos*, 118, 1284–1291.
- Sansilvestri, R., Cuccarollo, M., Frascaria-Lacoste, N., Benito-Garzon, M. & Fernandez-Manjarrés, J. (2020). Evaluating climate change adaptation pathways through capital assessment: five case studies of forest social-ecological systems in France. *Sustain. Sci.*, 15, 539–553.
- Scheiner, S.M. (1993). Genetics and evolution of phenotypic plasticity. *Am. Nat.*, 24, 35–68.
- Schwinning, S., Lortie, C.J., Esque, T.C. & DeFalco, L.A. (2022). What common-garden experiments tell us about climate responses in plants. *J. Ecol.*, 110, 986–996.
- Scotti, C. & Bruno, F. (2021). *Caractéristiques générales de l' espèce A.bornmuellerarriana*.
- Sergent, A. (2014). Sector-based political analysis of energy transition: Green shift in the forest policy regime in France. *Energy Policy*, 73, 491–500.
- Sing, T., Sander, O., Beerenwinkel, N., Bioinformatics, T.L.- & 2005, undefined. (n.d.). ROCR: visualizing classifier performance in R. *academic.oup.com*.
- Smith, A., Johnson, B., Anderson, C. (2015). Climate match and climatic niche stability of invasive plants in their introduced ranges: Comparing tropical and The Oceanic Climate: A Combination of Continental and Mediterranean Climates ecosystems. *Int. J. Climatol.*, 35, 2145–2169.
- Species - EUFORGEN European forest genetic resources programme.* (2023). . Available at: <https://www.euforgen.org/species/>. Last accessed 9 June 2023.
- Tuel, A. & Eltahir, E.A.B. (2020). Why Is the Mediterranean a Climate Change Hot Spot? *J. Clim.*, 33, 5829–5843.
- Vergnoux, A., Malleret, L., Asia, L., Doumenq, P. & Theraulaz, F. (2011). Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environ. Res.*, 111, 193–198.
- Vidal, E., Medail, F. & Tatoni, T. (1998). Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodivers. Conserv.* 1998 78, 7, 1013–1026.
- Walsh, D., Allaire, J. & Lord, D. (2011). Survie et croissance de mini-plants d'épinette noire reboisés en forêt boréale : bilan de 10 ans en plantation.
- WFO. (2022). *Abies nordmanniana subsp. equi-trojani* (Asch. & Sint. ex Boiss.) Coode & Cullen. *Conifers. World Flora Online Data*. Available at: <http://www.worldfloraonline.org/taxon/wfo-0000511310>.
- Wickham, H. (2016). ggplot2 Elegant Graphics for Data Analysis. *Use R! Ser.*, 211.

Wickham, H. & Bryan, J. (2019). readxl: Read excel files.

Wickham, H., Francois, R., Henry, L. & Muller, K. (2018). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*.
R package version 0.7. 6. R S.

Zakharova, L., Meyer, K.M. & Seifan, M. (2019). Trait-based modelling in ecology: A review of two decades of research. *Ecol. Modell.*, 407, 108703.

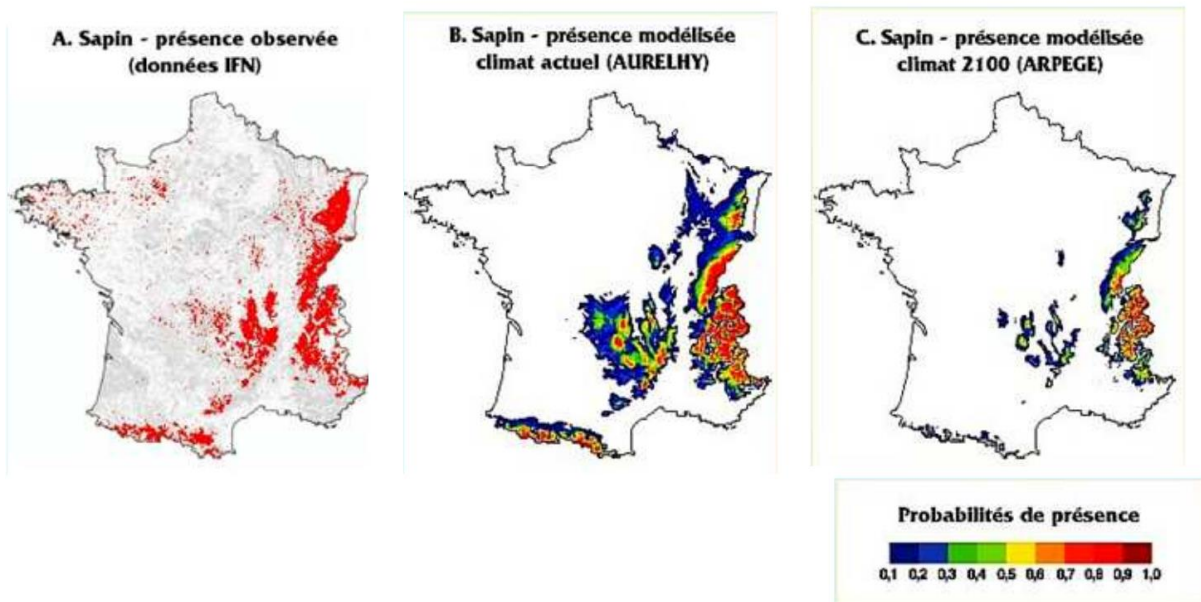
7) Remerciements :

Nous souhaitons à remercier toutes les personnes ayant permis le bon déroulé de notre stage, de près comme de loin :

- Bruno Fady et Caroline Scotti-Saintagne pour leur disponibilité tout au long de notre stage, pour votre patience et votre pédagogie. Nous avons effectué un agréable stage à vos côtés, vous qui nous avez permis de reconsidérer notre façon d'aborder la recherche.
- Christian Pichot pour avoir pris le temps de nous expliquer la méthode Papadakis et de s'être autant rendu disponible pour nous donner des cours de statistiques.
- William pour les deux journées de terrain passées ensemble, pour sa pédagogie et sa volonté de transmettre ses connaissances.
- Franck Torre, pour s'être rendu disponible pour des précieux conseils en statistique.
- Et enfin Maxime, le chef de la cantine de l'INRAe pour sa passion et ses excellents plats.
- Gaëlle pour les précieux conseils et de nous avoir aidés dans la relecture de notre mémoire.

8) Annexes :

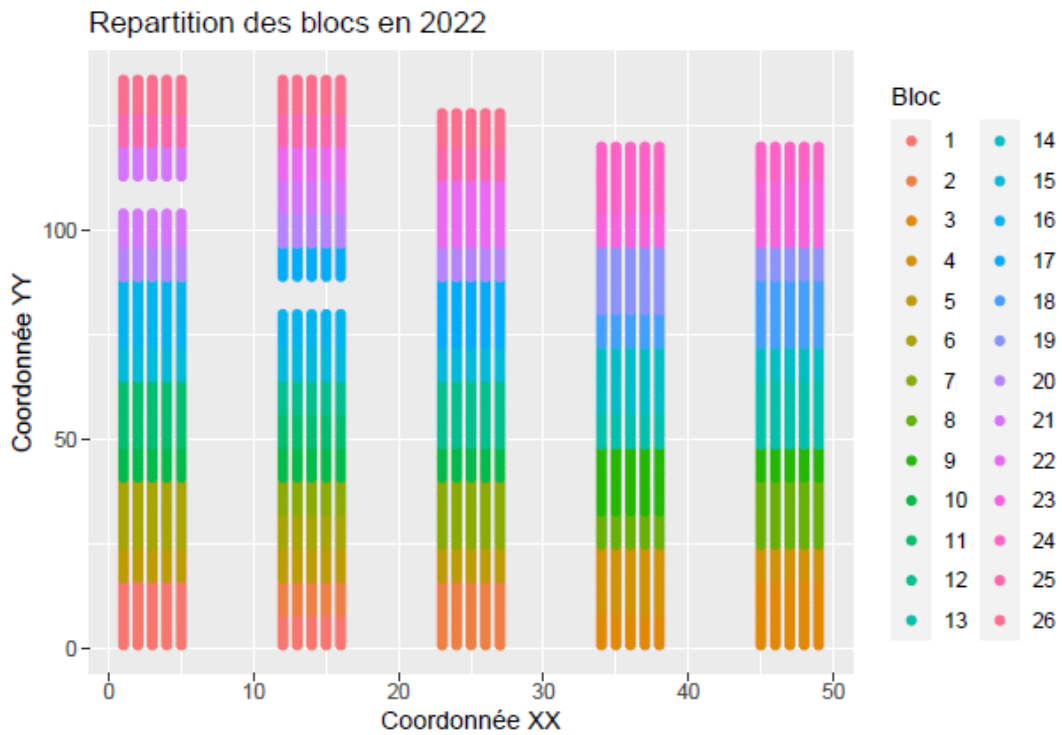
Annexe 1 : Modélisation de la niche bioclimatique d'*A.alba* actuelle (B) et en 2100 (C), à partir de la présence observée (A). Source : Badeau et al. 2004.



Annexe 2 : Localisation des 5 sites étudiés, Riou & Cano. Source : Géoportail 2023.



Annexe 3 : Carte de répartition des blocs sur le site 2, la forêt domaniale du Bois-Genard (54), plantation comparative 5 : Source : Riou & Cano, 2023



Annexe 4 : Modélisation des hauteurs à l'aide d'une droite de régression non linéaire. Les points rouges correspondent aux valeurs de hauteur qui auraient été attribuées à chacune des observations déjà réalisées (points noirs) selon le modèle. Source : Riou & Cano, 2023



Annexe 5 : Hauteurs ajustées à l'effet terrain des provenances 1d'*A. bornmuelleriana* et *A. nordmanniana* pour les cinq sites d'étude. 2Les significativités sont obtenues grâce au test de Mann-Whitney.

