

Wachstum und Mortalität von nicht-heimischen Baumarten: Ergebnisse eines Baumartenversuchs in Mitteleuropa zehn Jahre nach Pflanzung

Jonas Glatthorn¹, Gregor Aas², Nico Frischbier³, Raphael Klumpp⁴, Norbert Wimmer⁵

Zusammenfassung

Eine der grössten waldbaulichen Herausforderungen der nächsten Jahrzehnte wird es sein, Waldbestände gegenüber häufigeren Trocken- und Hitzeereignissen und daraus resultierenden Kalamitäten anzupassen. Eine Option ist es, nicht-heimische Baumarten auf geeigneten Standorten anzubauen. Momentan besteht lediglich für wenige nicht-heimische Baumarten mit längerer Nutzungsgeschichte in Mitteleuropa, wie etwa der Douglasie, ausreichend Wissen zu ihrer Anbaueignung.

Weitere nicht-heimische Baumarten, die möglicherweise im Zuge einer unterstützten Wanderung (assisted migration) für eine forstliche Nutzung in Mitteleuropa infrage kommen, sollten sorgsam nach festgelegten Kriterien ausgewählt und in Anbauversuchen getestet werden. Insbesondere sollte dabei geprüft werden, ob diese Arten sowohl unter zukünftigen als auch unter heutigen Klimabedingungen eine ausreichende Überlebensrate und Wuchsleistung haben. Um dies zu testen, wurden im Rahmen eines transnationalen Verbundprojekts (KLIP-18) im Jahr 2012 Versuche mit sechs bisher wenig erforschten, nicht-heimischen Baumarten entlang eines Klimagradienten an fünf Standorten in Deutschland, in der Schweiz und in Österreich angelegt (*Abies bornmuelleriana*, *Cedrus libani*, *Thuja plicata*, *Tsuga heterophylla*, *Fagus orientalis*, *Tilia tomentosa*). Zur Referenz wurde jeweils eine zusätzliche standorts- und klimawandelangepasste heimische Baumart gepflanzt.

In den ersten Jahren nach der Pflanzung kam es artabhängig zu teilweiser hoher Mortalität. Das Wachstum und Überleben der Versuchsbäume zwischen 2017 und 2022 war stark baumarten- und standortsabhängig. Der Unterschied der Performance der Baumarten zwischen dem feuchtesten und dem trockensten Standort war dabei unerwartet klein, während die Standorte in der Mitte des Klimagradienten vermutlich aufgrund der dort vorliegenden Bodeneigenschaften eine hohe Mortalität und ein niedriges Wachstum hatten.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen auf, dass einige bisher teilweise in Mitteleuropa wenig forstlich genutzte Baumarten aufgrund ihrer aktuellen Performance für weitere Testanbauten auf geeigneten Standorten in Frage kommen könnten.

Keywords: Testpflanzung, nicht-heimische Baumarten, Assisted Migration, adaptive Waldbewirtschaftung

1 Einleitung

Für Mitteleuropa werden mit fortschreitendem Klimawandel häufigere und intensivere Extremwetterereignisse erwartet (Hari et al., 2020). Im Rahmen einer proaktiven, adaptiven Waldbewirtschaftung wurde deshalb begonnen, Waldbestände an zukünftige Klimabedingungen anzupassen (Yousefpour et al., 2011). Dabei sollen möglichst viele Baumarten, die auch bei häufigeren Trockenereignissen noch vitale Bestände formen und aufrechterhalten können, eingesetzt werden (Brang et al., 2016). Neben Mischwäldern aus heimischen Baumarten mit hoher Trockentoleranz eignen sich dafür auch weitere Baumarten, die aus Regionen stammen, die heute bereits ähnliche Klimabedingungen aufweisen, wie sie

¹ Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
Birmensdorf, Schweiz
jonas.glatthorn@wsl.ch

² Ökologisch-Botanischer Garten
Universität Bayreuth
Bayreuth, Deutschland

³ Forstl. Forschungs- und Kompetenzzentrum
Gotha (FFK)
ThüringenForst
Gotha, Deutschland

⁴ Institut für Waldbau,
Universität für Bodenkultur Wien (BoKu)
Wien, Österreich

⁵ Bayerische Landesanstalt für Wald und
Forstwirtschaft (LWF)
Freising, Deutschland

für weite Teile Mitteleuropas in der Zukunft prognostiziert werden (assisted migration, Williams and Dumroese, 2013).

Bevor solche nicht-heimische Arten auf grösseren Flächen eingebracht werden, sollte beurteilt werden, ob sie sich für den Anbau in Mitteleuropa eignen. Dabei sollte unter anderem berücksichtigt werden, ob diese Baumarten unter den aktuellen und unter den zukünftigen Klimabedingungen risikoarme, vitale Bestände bilden können, ob ein Invasionspotenzial besteht, wie hoch der Holznutzwert der Baumarten ist, ob ein Waldschutzrisiko vorliegt und ob ein negativer Einfluss auf die Habitatfunktion der Bestände sowie auf die heimische Biodiversität ausgeschlossen ist (Schmiedinger et al., 2009). Für einige wenige nicht-heimische Baumarten, wie die Douglasie, existiert bereits eine entsprechende Wissensgrundlage, die auf einer längeren Anbaugeschichte in Mitteleuropa beruht und fundierte Entscheidungen ermöglicht (Spiecker et al., 2019). Zusätzlich kommen zahlreiche weitere Baumarten als Alternativen in Frage, für die bisher keine oder nur unzureichende Anbauerfahrungen in Mitteleuropa vorliegen. Deren Eignung sollte zunächst in Testanbauten überprüft werden.

Um eine Beurteilung einiger vielversprechender vorselektierter (Schmiedinger et al., 2009) nicht-heimischer Baumarten vorzunehmen, wurden 2012 im Rahmen des KLIP-18 Projekts Testpflanzungen mit bis zu sechs nicht-heimischen Baumarten und jeweils einer heimischen Referenzart in fünf klimatisch sehr unterschiedlichen Regionen in Deutschland, der Schweiz und in Österreich etabliert (Frischbier et al., 2019). In dieser Studie stellen wir Ergebnisse zu Wachstum und Mortalität dieser Baumarten im transnationalen Anbauversuch in den ersten 10 Jahren nach deren Pflanzung aus 2012 bis 2022 vor. Die für diese Projektphase zentrale Fragestellung ist, ob die getesteten nicht-heimischen Baumarten bereits heute ähnlich hohe oder bessere Mortalitäts- und Wachstumsraten wie eine heimische Zukunftsbaumart wie beispielsweise die Stiel- oder Traubeneiche haben. Zukunftsbaumarten zeichnen sich dabei dadurch aus, dass sie nicht nur an heutige Standortsbedingungen, sondern nach aktuellen Erkenntnissen auch an die klimatischen Bedingungen der Zukunft angepasst sind (Temperli et al., 2023). Dieses «Verschlechterungsverbot / Verbesserungsgebot» ist die Mindestvoraussetzung, die Baumarten aus unserer Sicht erfüllen

müssen. Wenn das nicht der Fall ist, ist zumindest unter aktuellen Bedingungen eine Bestandese-tablierung wenig praktikabel, da nicht-heimische Baumarten ein höheres Risiko verursachen würden und ohnehin sonst von der heimischen Naturverjüngung schnell überwachsen werden und Kosten für Nachpflanzungen und Pflege unverhältnismässig hoch wären.

2 Methodik

Der Versuch wurde 2012 an fünf Versuchsstandorten in der Schweiz (Muttrux, MUT), Bayern (Schmellenhof, SCH und Großostheim, GRO), Thüringen (Oldisleben, OLD) und in Österreich (Bruckneudorf, BRU) auf zuvor geräumten Freiflächen etabliert (Abbildungen 1 und 2). Für diese Studie wurden die Baumdaten der drei Standorte in Deutschland und des Standortes in der Schweiz ausgewertet. Die Daten aus Österreich werden lediglich bei einer deskriptiven Darstellung der Daten berücksichtigt (Abbildung 3) aber in weitere Analysen nicht einbezogen, da die Daten von 2022 zum Zeitpunkt der Veröffentlichung nicht vorlagen. Die Standorte im Versuch liegen entlang eines klimatischen Gradienten mit den niedrigsten Jahresniederschlägen in OLD (490 mm) und den höchsten in MUT (1147 mm). Zusätzlich unterscheiden sich weitere Standortbedingungen wie Temperatur (7,9 °C bis 10,4 °C) und Bodeneigenschaften. Den Braunerden in OLD und MUT steht Podsol aus Flugsanden in GRO und Pseudogley in SCH gegenüber.

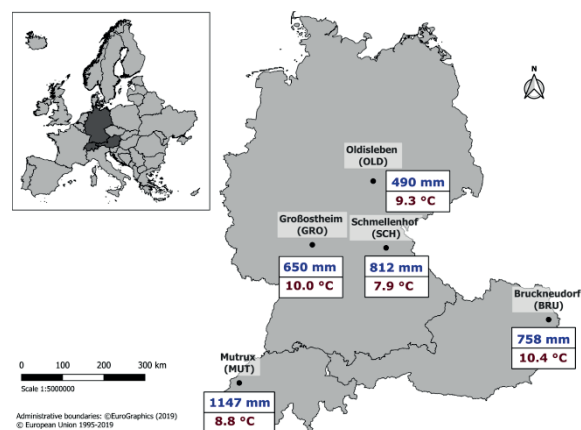


Abbildung 1: Lage der fünf Versuchsstandorte des KLIP-18 Projekts. Klimadaten aus 1981 bis 2010.

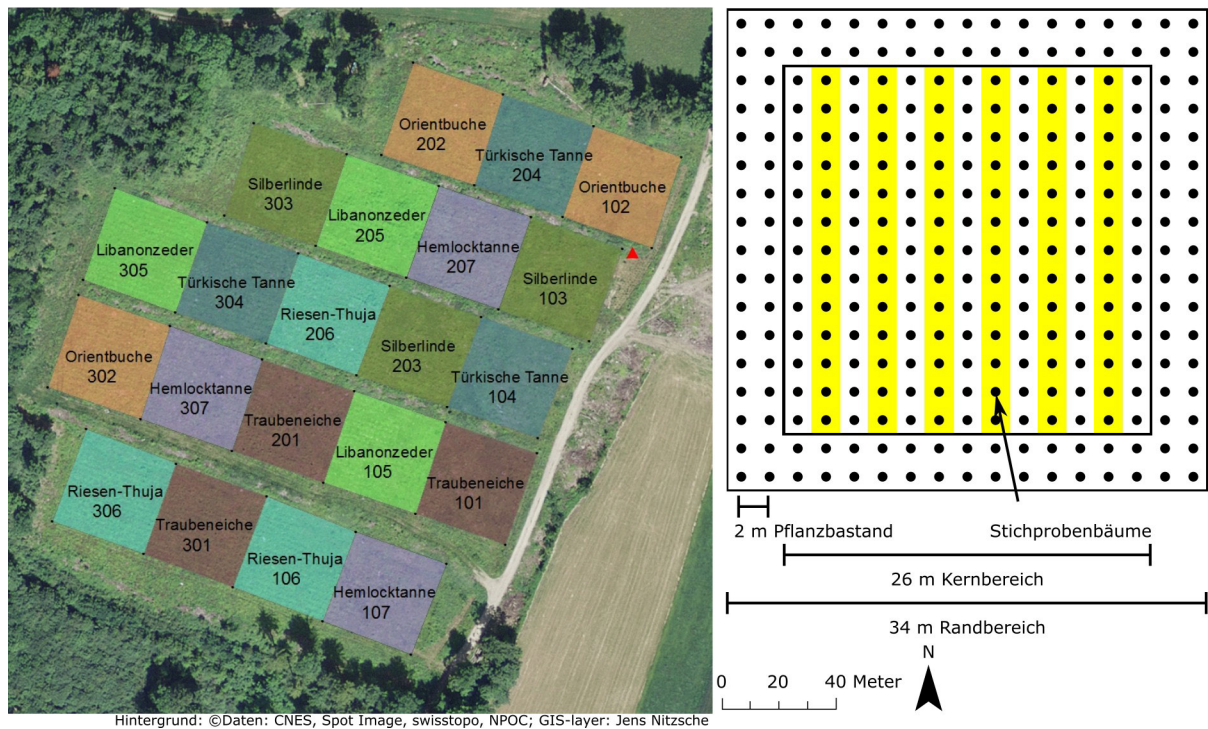


Abbildung 2: Experimentelles Layout der Versuchsfläche MUT (Schweiz) des KLIP-18 Baumartenversuchs (links) und einer Parzelle (rechts).

Die Auswahl der getesteten Baumarten basiert auf einem mehrstufigen Verfahren (Schmiedinger et al. 2009). Zur Auswahl standen nur Baumarten, für die es keine oder nur wenige Anbauverfahren in Mitteleuropa gibt. Als Kriterien für die Auswahl dienten die Klimateignung und der Holznutzwert der Arten. Einbezogen wurden lediglich Baumarten, deren invasives Potenzial zum Zeitpunkt der Projektabklärung als gering eingestuft wurde und für die keine Indizien für erhebliche Waldschutzbedenken vorlagen. Der Versuch wurde mit folgenden Arten begründet: Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*), Libanonzeder (*Cedrus libani*, nicht in BRU), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*, nicht in OLD), Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*), Orientbuche (*Fagus orientalis*) und Silberlinde (*Tilia tomentosa*). Das Invasionspotenzial der Westlichen Hemlock müsste aus heutiger Sicht aufgrund neuerer Erkenntnisse möglicherweise neu diskutiert werden (Frischbier et al., 2017; Fanal et al., 2021). Zusätzlich wurde in MUT und in OLD die Traubeneiche (*Quercus petraea*), in GRO und SCH die Stieleiche (*Quercus robur*) und in BRU die Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) als heimische Referenzart gepflanzt.

Alle Baumarten wurden mit drei Wiederholungen in einem Blockdesign in quadratischen Parzellen mit 34 m Kantenlänge (0,1156 ha x 3 Wiederho-

lungen x 5 Versuchsorte x 5–7 Baumarten) angebaut (Abbildung 2). Die Bäume wurden jeweils im 2 m auf 2 m Pflanzverband in 17 Reihen gepflanzt (289 Bäume pro Parzelle). Die äusseren beiden Pflanzreihen und -plätze sind als Randbereich von den Auswertungen hier ausgeschlossen. Im Kernbereich wurden pro Parzelle 13 x 13 Pflanzen gepflanzt (169 Bäume pro Kernbereich pro Parzelle). Aufgrund hoher Mortalitätsraten unmittelbar nach der Pflanzung wurden innerhalb der ersten vier Jahre abgestorbene Versuchsbäume eines Teils der Arten durch Nachpflanzungen ersetzt. Nachpflanzungen werden in dieser Studie berücksichtigt.

Mortalität und Baumhöhen wurden im Herbst 2017 und 2022 an allen Versuchsorten erfasst. In einigen Flächen wurden vor allem in den ersten Jahren zusätzliche Inventuren durchgeführt. Von allen gepflanzten Individuen wurde bei jeder Inventur das Überleben ermittelt. In 2017 wurde auch die Höhe aller lebenden Bäume gemessen. Aufgrund des gestiegenen Messaufwands an grösseren Bäumen wurde bei der Inventur 2022 in allen Parzellen mit geringer Mortalität (≥ 35 lebende Bäume im Kernbereich) lediglich noch die Höhe der Bäume in 6 der 13 Reihen des Kernbereichs gemessen (Stichprobenbäume, Abbildung 2). Bei höherer Mortalität (< 35 lebende Bäume im Kernbereich) wurde die Höhe aller verbleibenden lebenden Bäume im Kernbereich der Parzelle

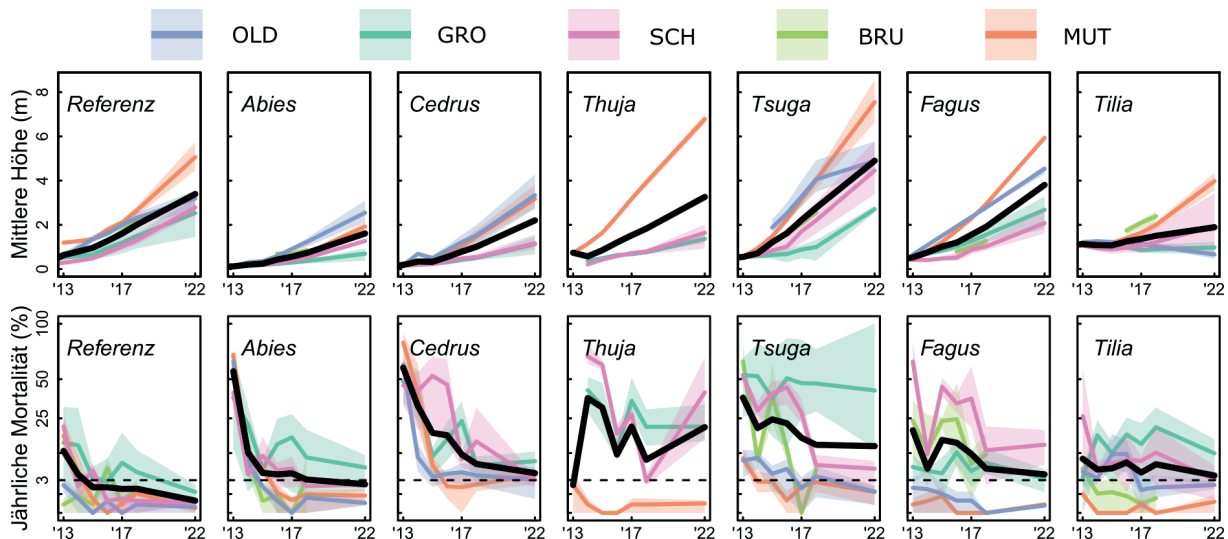


Abbildung 3: Deskriptive Darstellung der Wachstums- und Mortalitätsdynamik aller Baumarten an und Versuchsstandorte des KLIP-18 Versuchs. Farbige Linien zeigen den Mittelwert der jeweiligen Art an einem Standort, farbige Flächen stellen die Minimal- und Maximal-Werte der drei Parzellenmittelwerte eines Standorts dar. Die schwarze Linie repräsentiert den Mittelwert je Baumart über alle Versuchsstandorte.

schliesslich für die Einzelbäume der Stichprobe durchgeführt, die 2022 noch lebten.

Der komplette Versuchsverlauf aller an den jeweiligen Standorten durchgeführten Inventuren wird in Abbildung 3 deskriptiv dargestellt. Der Schwerpunkt der tiefergehenden Analysen dieser Studie liegt auf der zweiten Projektphase zwischen 2017 und 2022 nach Bewältigung des Pflanzschocks (Versuchsjahre 6 bis 10). Die Mortalität in den ersten Jahren nach der Pflanzung ist bereits an anderer Stelle behandelt (Frischbier et al. 2019). Die weitere Analyse beschränkt sich ausserdem auf die Baumarten und Standorte für die Daten zu den Jahren 2017 und 2022 komplett vorliegen (alle Arten ausser *Thuja plicata* in MUT, SCH, GRO und OLD).

Alle Bäume wurden in der Analyse identisch behandelt, unabhängig davon, ob es sich um Erst- oder Nachpflanzungen handelte. Die Mortalitäts- und Wachstumsraten der Baumarten zwischen den beiden Inventuren 2017 und 2022 in Abhängigkeit zu den Versuchsstandorten wurden mit gemischten generalisierten linearen Modellen (GLMMs) analysiert. Für die Mortalitätsdaten wurde eine Binomialverteilung, für die Wachstumsdaten eine Normalverteilung angenommen. Zusätzlich wurde eine Analyse der Mortalitätswahrscheinlichkeit zwischen 2017 und 2022 in Abhängigkeit zur Baumhöhe 2017 mit GLMMs unter Verwendung der Binomialverteilung durchgeführt.

3 Ergebnisse

Der 2022 grösste Versuchsbaum war eine 10,4 m hohe *Thuja plicata* in MUT (Abbildung 3; 7,10 m Wachstum in 5 Jahren). Das geringste Wachstum hatte die Silberlinde in OLD, die im Durchschnitt aufgrund von Rücksterbeprozessen auch nach zehn Versuchsjahren noch weit unter 2 m hoch war.

An den Standorten GRO und SCH traten zwischen 2017 und 2022 an allen nicht-heimischen Baumarten im Vergleich zu den anderen zwei Standorten relativ hohe Mortalitätsraten auf (Abbildung 4). Alle fünf Baumarten hatten dort höhere Mortalitätsraten als in OLD, dem Standort mit den geringsten Niederschlägen (Unterschiede bei *Cedrus libani* und *Tilia tomentosa* allerdings nicht signifikant; Abbildung 4). Ausser bei *Tsuga heterophylla* und *Tilia tomentosa* hatten alle nicht-heimischen Baumarten in GRO und SCH niedrigere Höhenzuwächse als in OLD (Abbildung 4). Insgesamt waren Wachstum und Mortalität der nicht-heimischen Baumarten in GRO und SCH schlechter als bei der jeweiligen heimischen Referenzart (Abbildung 5). Einzige Ausnahme ist *Fagus orientalis* in GRO, die eine identische Wachstumsrate wie die heimische *Quercus robur* hatte und deren Mortalitätsraten sich ebenfalls nicht signifikant voneinander unterschieden. Allgemein sind die Höhenzuwächse der nicht-heimischen Baumarten je nach Art und Standort niedriger oder höher als die der Referenz.

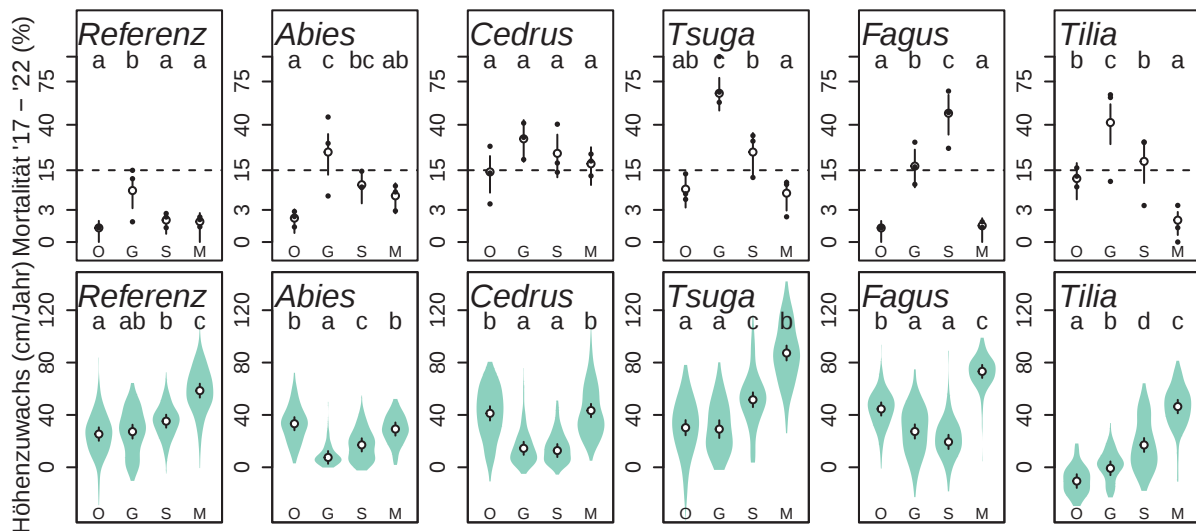


Abbildung 4: Vergleich der Mortalität und des Höhenwachstums von nicht-heimischen Baumarten und einer heimischen Referenzart im Zeitraum 2017 bis 2022 im Baumartenversuch KLIP-18. Schätzungen und 95% Konfidenzintervalle beziehen sich auf die Differenz der Vorhersagen beider Baumarten laut GLMMs. Sterne zeigen signifikante Unterschiede zwischen der nicht-heimischen Baumart und der Referenzart. Versuchsstandorte: O – OLD, G – GRO, S – SCH, M – MUT.

An den beiden Versuchsstandorten an den entgegengesetzten Enden des Niederschlagsgradienten in MUT (feucht) und OLD (trocken) können aufgrund von Überleben und Wachstum (Abbildungen 4 und 5) drei Gruppen unterschieden werden. Die erste Gruppe besteht aus *Fagus orientalis* und *Tsuga heterophylla*. In MUT und OLD hatten diese Baumarten mindestens ähnliche Mortalitäts- und Wachstumsraten wie die jeweilige heimische Referenzart (Abbildung 5). Bis auf *Tsuga heterophylla* in OLD lagen die Wachstumsraten sogar mindestens 15 cm/Jahr über der der heimischen Referenz. Die zweite Gruppe umfasst *Abies bornmuelleriana*. Diese hatte von allen nicht-heimischen Baumarten die geringste Mortalitätsrate (Abbildung 4). Allerdings war die Wachstumsrate nur in OLD ähnlich hoch wie die der heimischen Referenz. In MUT lag das Wachstum von *Abies bornmuelleriana* fast 30 cm unter dem der heimischen *Quercus petraea*. Die dritte Gruppe besteht aus *Tilia tomentosa* und *Cedrus libani*. *Tilia tomentosa* hat zwar eine ähnlich hohe Mortalität in MUT und in OLD wie die heimische Referenz, in OLD liegt dies allerdings daran, dass oberirdisch abgestorbene Bäume immer wieder neue Ersatztriebe gebildet haben und deswegen weiterhin leben. Wachstumsraten sind an allen Standorten niedrig, in OLD war die durchschnittliche Baumhöhe 2022 niedriger als noch 2017 (Abbildung 3). *Cedrus libani* hatte zwar vor allem in OLD ein grosses Höhenwachstum im Vergleich zur heimischen Referenz, die Mortalitätsrate lag

allerdings durchgängig über alle Versuchsstandorte bei mindestens 15% innerhalb von 5 Jahren (Abbildung 4) und damit mindestens 10 Prozentpunkte über der der heimischen Referenz (Abbildung 5). Zusätzlich hatte *Cedrus libani* in MUT eine mit der Baumhöhe steigende Mortalitätswahrscheinlichkeit (Abbildung 6). Von den *Cedrus libani* Versuchspflanzen, die 2017 über 2 m hoch waren, starb in MUT bis 2022 jeder vierte Baum ab. Von den niedrigeren Pflanzen starb jeder sechste. Alle anderen Baumarten hatten an allen Standorten eine mit der Baumhöhe sinkende Mortalitätswahrscheinlichkeit (wie z. B. *Cedrus libani* in OLD, Abbildung 6, Analysen zu anderen Arten und Standorten nicht dargestellt). In OLD wurde nach der Inventur 2022 allerdings ebenfalls vereinzelt Mortalität an grossen Bäumen beobachtet.

4 Diskussion

In diesem Versuch waren innerhalb der ersten Jahre umfangreiche Nachpflanzungen nötig, um die Jungbestände in den Versuchspartellen zu etablieren. Allerdings existiert zu diesen Baumarten auch noch wenig Erfahrung zur Anzucht, zur Sortimentswahl und zu Pflanzmethoden in Mitteleuropa. Mit angepassten Aufzucht- und Pflanzverfahren liessen sich die Auswirkungen des Pflanzschocks möglicherweise reduzieren. Detailliertere Informationen zu früheren Projektphasen wurde an anderer Stelle diskutiert (Frischbier et al., 2019; Glatthorn et al., 2024). Im

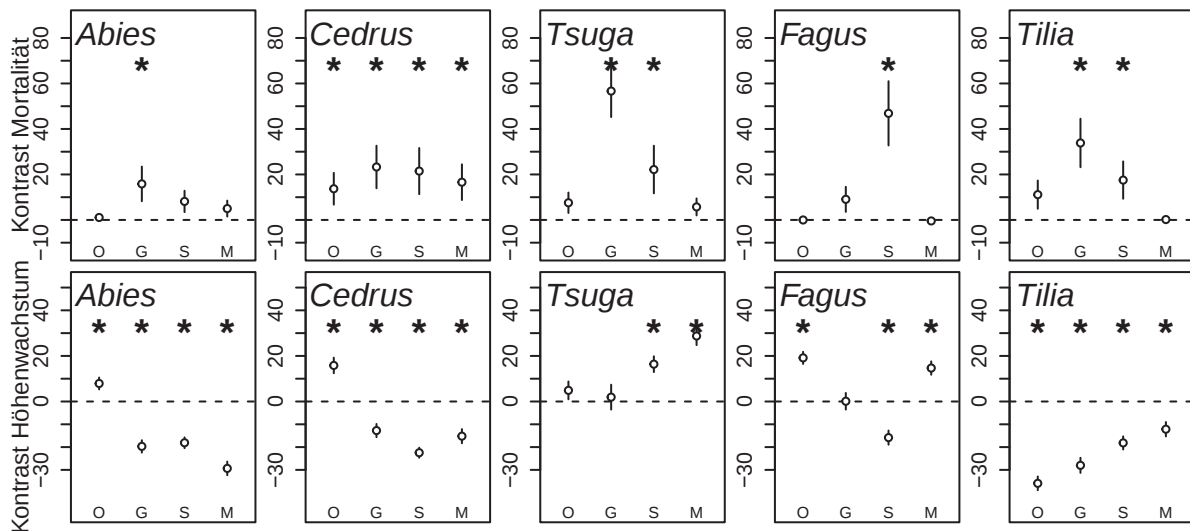


Abbildung 5: Vergleich der Mortalität und des Höhenwachstums von nicht-heimischen Baumarten und einer heimischen Referenzart im Zeitraum 2017 bis 2022 im Baumartenversuch KLIP-18. Schätzungen und 95% Konfidenzintervalle beziehen sich auf die Differenz der Vorhersagen beider Baumarten laut GLMMs. Sterne zeigen signifikante Unterschiede zwischen der nicht-heimischen Baumart und der Referenzart. Versuchsstandorte: O – OLD, G – GRO, S – SCH, M – MUT.

Folgenden soll hauptsächlich die Projektphase zwischen 2017 und 2022, fünf bis zehn Jahre nach Pflanzung diskutiert werden.

Die Erwartung an nicht-heimische Baumarten unter aktuellen Klimabedingungen ist, dass mindestens ähnlich gute Mortalitäts- und Wachstumsraten auftreten, wie das bei heimischen Zukunftsbaumarten der Fall wäre. An den beiden bayerischen Standorten GRO und SCH war das zwischen 2017 und 2022 bei keiner der Baumarten der Fall. Auch wenn zumindest *Fagus orientalis* in GRO identische Wachstumsraten und keine statistisch signifikant höhere Mortalität wie die heimische *Quercus robur* hatte, lag das unter anderem auch an einer hohen Mortalität der Eichen. Insgesamt zeigen die schlechten Mortalitäts- und Wachstumsraten aller dort getesteten Baumarten, dass eine Bestandesetablierung an diesen Standorten nur mit erheblichem Risiko, mehrfachen Nachbesserungen und einer intensiven Kulturpflege möglich ist. Ähnlich wie für das heimische Baumartenportfolio gilt auch für das Set der hier getesteten nicht-heimischen Baumarten, dass ihre Anbaumöglichkeiten sowohl durch klimatische Bedingungen als auch durch edaphische Bedingungen geprägt werden und z. B. azonale Standorte (wie SCH) ggf. ausgeschlossen werden sollten. Die getesteten Baumarten hatten an diesen beiden Standorten eine Performance, die noch unter der des klimatisch trockensten Standorts in OLD lag. Ein Grund dafür können Unterschiede in den Standortbedingungen der

Testflächen in GRO und SCH sein. Auf dem sandigen Boden in GRO mit geringer Wasserspeicherkapazität könnten die Testpflanzen trotz höherer Niederschläge einem grösseren Trockenstress ausgesetzt gewesen sein. Am Versuchsstandort SCH wird nachgewiesen, dass die Testbaumarten mit besonders feucht-nassen, wasserstauenden Bedingungen kaum auskommen und für solche hydromorphe Standorte – trotz Klimawandel – stets spezialisierte Baumarten auszuwählen sind, wie in unserem Fall die Stieleiche.

Bemerkenswert ist, dass die Mortalität zwischen 2017 und 2022 der nicht-heimischen Arten, von Ausnahmen abgesehen, allgemein höher als die der Referenz war, bei dem Höhenzuwachs war das je nach Art unterschiedlich. In MUT und OLD war die Mortalität teilweise noch in einem vertretbaren Rahmen. Je nach Baumart muss die Performance hier differenziert betrachtet werden.

Tilia tomentosa und *Cedrus libani* hatten auch auf den beiden terrestrischen Standorten in MUT und OLD ungünstige Überlebensraten. Trotz akzeptablen Wachstums von *Cedrus libani* in MUT, deutet die hohe Mortalität grosser Bäume auf ein zusätzliches Risiko für die Bestandesentwicklung hin. Dies kann bedeuten, dass der Anbau dieser Baumarten ein hohes Risiko birgt und selbst unter günstigen Standortbedingungen erheblichen Aufwand für Nachpflanzungen sowie die Pflege von Kulturen und Jungbeständen erfordert.

Tsuga heterophylla und *Fagus orientalis* haben die Erwartungen von ähnlich guten Mortalitäts- und Wachstumsraten wie die heimische Referenzart an den Standorten MUT und OLD erfüllt. Der starke Unterschied des Jahresniederschlags an beiden Standorten zeigt, dass diese Baumarten zumindest an geeigneten Standorten bei einem breiten Spektrum an Klimabedingungen vitale

Jungbestände bilden können. Für *Tsuga heterophylla* und *Fagus orientalis* deutet sich im Vergleich der Standorte MUT vs. OLD eine klimatische Limitierung hinsichtlich trocken-warmen Standortsbedingungen an. Dagegen performt *Abies bornmuelleriana* in MUT vs. OLD ähnlich gut und scheint von uns während 2017 bis 2022 nicht an klimatische Anbaugrenzen geführt worden zu sein.

Abies bornmuelleriana hatte über alle vier Standorte gemeinsam die niedrigste Mortalitätsrate aller getesteten nicht-heimischen Baumarten. Das Wachstum von *Abies bornmuelleriana* war allerdings am trockensten Standort in OLD sehr stabil und ähnlich hoch wie das der heimischen Referenzart, was auf eine gute klimatische Trockentoleranz hinweist. Frischbier et al. (2021) konnte am Standort OLD für 2018–2020 ausserdem nachweisen, dass der Jahreszuwachs von *Abies bornmuelleriana* trotz der dort vorgelegenen extremen Trockenheit kaum Schwankungen unterlag, die Testbaumart also auch zeitlich stabil performt. Eine Zuwachssteigerung fand unter den klimatisch günstigeren Bedingungen in MUT allerdings nicht statt. Sollte das geringere Wachstum in MUT daran liegen, dass *Abies bornmuelleriana* auch bei hoher Wasserverfügbarkeit die verfügbaren Ressourcen in eine hohe Trockentoleranz investiert, wäre diese Baumart für eine adaptive Waldbewirtschaftung von Interesse und sollte weiter untersucht werden. Das niedrige Wachstum in MUT weist allerdings darauf hin, dass diese Art zumindest in MUT vermutlich gegenüber heimischer Naturverjüngung aktuell nicht konkurrenzfähig ist und eine Bestandesetablierung aufwendig wäre.

Insgesamt zeigt sich dennoch, dass die nicht-heimischen Arten an den zwei Standorten, die als der klimatisch günstigste (MUT) und als der klimatisch ungünstigste (OLD) einzustufen sind, am besten performen. Von daher ist unter den untersuchten Klimabedingungen eine Bestandesetablierung der nicht-heimischen Baumarten

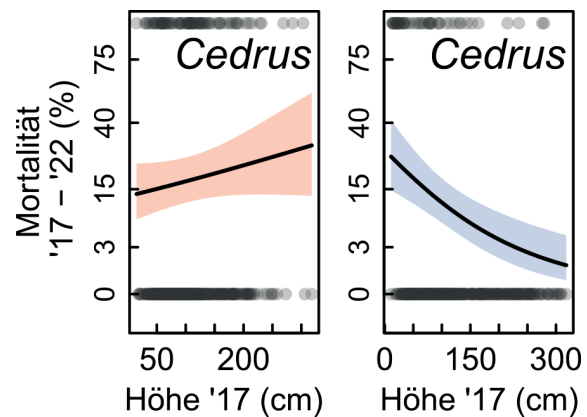


Abbildung 6: Mortalitätswahrscheinlichkeit zwischen 2017 und 2022 von *Cedrus libani* im Verhältnis zur Baumhöhe 2017 in MUT (links/rot) und OLD (rechts/blau). Steigende Mortalität mit der Baumhöhe trat ausschliesslich in MUT auf (links). Alle anderen Baumarten an allen Versuchsstandorten hatten eine mit der Baumhöhe 2017 sinkende Mortalitätswahrscheinlichkeit (lediglich für *Cedrus libani* in OLD beispielhaft dargestellt). Punkte zeigen die Mortalität der Einzelbäume an. GLMM-Vorhersagen mit 95%-Konfidenzintervallen sind durch Linien und die umgebenden farbige Bereiche dargestellt.

möglich. Die höhere Mortalität der nicht-heimischen Baumarten als die der heimischen Referenz hat in MUT und OLD bisher noch nicht zu kritischen Ausfällen geführt, sollte aber weiter beobachtet werden, da waldbauliche Handlungsoptionen dadurch eingeschränkt werden könnten.

Vor allem die Abhängigkeit des Wachstums der getesteten Baumarten von Standortsbedingungen stellt aktuell noch eine erhebliche Wissenslücke dar, die nur durch weitere Studien geschlossen werden kann. Auch wenn für eine abschliessende Bewertung der Anbauwürdigkeit der getesteten Baumarten noch viele weitere Faktoren mit einbezogen werden müssen, zeigt diese Studie, dass zumindest *Tsuga heterophylla*, *Fagus orientalis* und *Abies bornmuelleriana* ein hohes Potenzial haben und sich Untersuchungen zu weiteren Anbaueignungskriterien lohnen. Ein Ranking dieser Baumarten untereinander ist aktuell nicht möglich, da die Arten je nach Strategietyp und Entwicklungsstadium unterschiedlich stark in die Höhe wachsen. Ausserdem bleibt zu beachten, dass die Beobachtung und Beurteilung von Waldschutzrisiken erst anhand langer Zeitreihen möglich wird, in der die Testbaumarten auch Wuchsstadien und Dimensionen durchlaufen, welche für Schaderreger relevant sind. Mit Einschränkungen insbesondere im Hinblick auf bestimmte Standorte haben sich die nicht-heimischen

Baumarten bisher bewährt, wenngleich sie aktuell nicht besser als die heimischen Referenzarten beurteilt werden können.

5 Literatur

- Brang, P., Küchli, C., Schwitter, R., Bugmann, H., Ammann, P. (2016). Waldbauliche Strategien im Klimawandel. In: Pluess, A.R., Brang, P., & Augustin, S. (Hrsg.), Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptationsstrategien (S. 385–405). Bundesamt für Umwelt BAFU, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL; Haupt.
- Fanal, A., Mahy, G., Fayolle, A., Monty, A. (2021). Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forests of western Europe. *NeoBiota* 64, 23–42. <https://doi.org/10.3897/neobiota.64.56027>
- Frischbier, N., Damm, C., Wohlwend, M., Aas, G., Wagner, S. (2017). Zur Naturverjüngung der Westlichen Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg.) in Kleinbeständen in Thüringen. *Forstarchiv*, 88, 131–135.
- Frischbier, N., Nikolova, P.S., Brang, P., Klumpp, R., Aas, G., Binder, F. (2019). Climate change adaptation with non-native tree species in Central European forests: early tree survival in a multi-site field trial. *European Journal of Forest Research*, 138, 1015–1032. <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01222-1>
- Frischbier, N., Klüßendorf, T., Nicke, A. (2021). Nicht heimische Baumarten im Test. *AFZ-Der Wald*, 22, 32–36.
- Glatthorn, J., Maier, B., Binder, F., Brang, P., Frischbier, N., Horna, V., Klumpp, R., Nikolova, P.S., Aas, G. (2024). Limited influence of air temperature and precipitation on six-year survival and growth of non-native tree species in a Central European multi-site field trial. *Forest Ecology and Management*, 553, 121645. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121645>
- Hari, V., Rakovec, O., Markonis, Y., Hanel, M., Kumar, R. (2020). Increased future occurrences of the exceptional 2018–2019 Central European drought under global warming. *Scientific Reports*, 10, 12207. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68872-9>
- Schmiedinger, A., Bachmann, M., Kling, C., Schirmer, R. (2009). Verfahren zur Auswahl von Baumarten für Anbauversuche vor dem Hintergrund des Klimawandels Procedure for the selection of tree species for cultivation trials against the background of climate change. *Forstarchiv*, 80, 15–22.
- Spiecker, H., Lindner, M., Schuler, J. (Hrsg.) (2019). What Science Can Tell Us: Douglas-fir - an option for Europe. European Forest Institute, Joensuu.
- Temperli, C., Nikolova, P., Brang, P. (2023). Zukunftsfähigkeit der Baumartenzusammensetzung des Schweizer Waldes. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 174(2), 76–84. <https://doi.org/10.3188/szf.2023.0076>
- Williams, M.I., Dumroese, R.K. (2013). Preparing for Climate Change: Forestry and Assisted Migration. *Journal of Forestry*, 111, 287–297. <https://doi.org/10.5849/jof.13-016>
- Yousefpour, R., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Meilby, H., Hanewinkel, M., Oehler, K. (2011). A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science*, 69, 1–15. <http://doi.org/10.1007/s13595-012-0192-5>