

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz	Heft 23 (2025)	S. 75–96	6 Fig. 9 Tab. + Anhang
urn:nbn:de:0041-2508271144353.200715014423			



Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz


Bodenkundliche und klimatische Eignungsbeurteilungen für Alternativbaumarten im Klimawandel am Beispiel Baden-Württembergs

Edaphic and climatic suitability for alternative tree species under climate change in Baden-Wuerttemberg

Jakob Fei, Hans-Gerhard Michiels & Axel T. Albrecht

Abstract

The objective of the study was the site-sensitive assessment of the potential suitability of alternative tree species in Southwest Germany, Baden-Wuerttemberg (BW) under the influence of climate change. The study examined 31 rare native and non-native tree species, which were previously characterized ecologically, site-specifically and silviculturally in a literature review (ALBRECHT & DE AVILA 2019). In our study, this information was translated for application to the site-mapping method of southwest Germany and summarized in an edaphic decision table. The edaphic suitability was assessed on the basis of literature research, the evaluation of distribution data and the inclusion of existing suitability recommendations. This edaphic component was expanded to include climatic suitability, which was assessed using either boosted regression trees (ELITH et al. 2008) or simple climate envelopes for the periods 2041–2060 and 2061–2080 according to the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios (KARGER et al. 2017), depending on the tree species. These two partial suitabilities were then transferred to the growth conditions at the regional-zonal site units and combined in the overall assessment of abiotic stability using a simple allocation table. All designated site units were assessed, excluding azonal units, units < 0.3 ha, extremely steep slope, other special site conditions and units with free CaCO₃ in the subsoil. Results are now available for around three quarters of the site-mapped forest in Baden-Wuerttemberg (approx. 760,000 ha). The level of knowledge about the individual tree species differs massively in some cases. In order to adequately express these differences in the data basis as well as existing uncertainties, the tree species were stratified into three classes according to their level of knowledge and documentation. The tree species in the lowest level of knowledge were consequently only recommended for test plantation purposes. In relation to the assessed forest area in BW, downy oak, service tree,

black pine, black locust and sweet chestnut emerged as the biggest beneficiaries in the overall assessment of abiotic stability. Tree species with decreasing abiotic stability are aspen, birch, Japanese larch, grand fir and small-leaved lime. Tree species that are not subject to significant shifts in their potential suitability due to their broad climatic amplitude are hornbeam, cherry, black walnut (albeit with severe soil limitations) and large-leaved lime. Within the methods for assessing the suitability of tree species, abiotic stability is a method with increased uncertainty, since information on the suitability criteria like competitive strength, productivity and growth, and biotic stability were unfortunately not available for assessment.

Keywords: non-native tree species, abiotic stability, site-sensitive risk assessment

Zusammenfassung

Ziel der Untersuchung war die standortsensitive Einschätzung der potentiellen Eignung von Alternativbaumarten in Baden-Württemberg (BW) unter dem Einfluss des Klimawandels. Geprüft wurden 31 seltene heimische sowie gebietsfremde Baumarten, die im Zuge einer Literaturarbeit im Vorfeld ökologisch, standörtlich und waldbaulich charakterisiert wurden (ALBRECHT & DE AVILA 2019). In der vorliegenden Arbeit wurden diese Informationen für das standortkundliche Verfahren Südwestdeutschlands übersetzt und im bodenkundlichen Entscheidungstableau zusammengefasst. Die bodenkundliche Eignung wurde anhand von Literaturrecherchen, der Auswertung von Verbreitungsdaten und der Einbeziehung bereits bestehender Eignungsempfehlungen bewertet. Diese bodenkundliche Komponente wurde um die klimatische Eignung erweitert, die je nach Baumart entweder mit Hilfe von Boosted-Regression-Trees (ELITH et al. 2008) oder einfachen Klimahüllen für die Zeiträume 2041–2060 und 2061–2080 nach den Szenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 (KARGER et al. 2017) beurteilt wurde. Diese beiden Teileignungen

wurden anschließend auf die Wuchsbedingungen an den regional-zonalen Standortseinheiten übertragen und mithilfe einer einfachen Zuordnungstabelle in der Gesamtbeurteilung zur abiotischen Stabilität zusammengeführt. Beurteilt wurden alle ausgewiesenen Standortseinheiten unter Ausschluss von azonalen Einheiten, Einheiten < 0,3 ha, extreme Steilhänge, sonstige Sonderstandorte und Einheiten mit freiem Kalk im Unterboden. Ergebnisse liegen nun für etwa drei Viertel des standortskartierten Waldes in Baden-Württemberg (ca. 760.000 ha) vor. Der Kenntnisstand zu den einzelnen Baumarten unterscheidet sich teilweise massiv. Um diese Unterschiede in der Datengrundlage wie auch bestehende Unsicherheiten adäquat zum Ausdruck zu bringen, wurden die Baumarten in drei Klassen nach ihrem Dokumentationsstand stratifiziert. Baumarten im niedrigsten Dokumentationsstand wurden folglich nur für Testanbauten empfohlen. Bezogen auf die beurteilte Waldfläche in BW kristallisierten sich in der Gesamtbetrachtung der abiotischen Stabilität Flaumeiche, Elsbeere, Schwarzkiefer, Robinie und Esskastanie als die größten Profiteure heraus. Als Baumarten mit sich verschlechternder abiotischer Stabilität sind Aspe, Birke, Japanlärche, Küstentanne und Winterlinde zu nennen. Als Baumarten, die aufgrund ihrer breiten klimatischen Amplitude keine deutlichen Verschiebungen in ihrer potentiellen Eignung unterliegen, sind Hainbuche, Kirsche, Schwarznuss (allerdings bodenkundlich stark eingeschränkt) und Sommerlinde zu nennen. Innerhalb der Verfahren zur Beurteilung der Eignung von Baumarten stellt die abiotische Stabilität ein Verfahren mit erhöhter Unsicherheit dar, da Informationen zu den Eignungskriterien Konkurrenzkraft, Produktivität und biotische Stabilität nicht in ausreichendem Maße für die Beurteilung zur Verfügung standen.

Schlüsselwörter: nicht-heimische Baumarten, abiotische Stabilität, standortsensitive Risikoabschätzung

1 Einleitung

Um die Eignung bestimmter Baumarten auf bestimmten Standorten abzuschätzen, werden bereits seit langer Zeit für das Baumwachstum wichtige Faktoren wie Lagemerkmale, Klima und Bodeneigenschaften im Zuge der Standortskartierung erfasst, dokumentiert und klassifiziert (siehe z. B. ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG 1996, ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG 2016). Die Bewertung der standörtlichen Eignung von Baumarten berücksichtigt dabei die Kriterien Vitalität und Konkurrenzverhalten, Pfleglichkeit, Schadrisko sowie Massen- und Wertleistung und leitet daraus eine Gesamteignung für eine Baumart ab (ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG 2016). Es können jedoch auch die Waldstandorte selbst hinsichtlich ihrer Produktivität und möglichen Risiken eingestuft werden (BENNING et al. 2016). In Baden-Württemberg wird für die Standortseinheiten der Standortskartierung die Eignung der regionaltypischen Hauptbaumarten in vier Stufen von „geeignet“ bis „ungeeignet“, mit drei Zwischenstufen, dargestellt (ALDINGER & MICHELIS 1997). Die resultierende Eignungseinstufung soll Hinweise für die mögliche waldbauliche Behandlung und Entwicklung von Waldbeständen geben. Die endgültige Auswahl einer angestrebten Baumartenmischung erfolgt in der Regel im Zuge der Forsteinrichtung. Sie beruht dann häufig auf einer Kombination der ökologischen und ökonomischen Eigenschaften der in Frage stehenden Baumarten, ästhetischen Präferenzen und ggf. gesetzlichen Rahmenbedingungen (DENGLE 1990). Obwohl die Eignung zunächst auf der Ebene einer einzelnen

Baumart ermittelt wird, erfolgt die waldbaupraktische Empfehlung zumeist in Form bestimmter Baumartenmischungen, z. B. als Waldentwicklungstypen oder Bestandestypen.

Natürliche Klimaänderungen der Vergangenheit führten regelmäßig zu Änderungen der Baumartenzusammensetzung von Wäldern und zu Arealverschiebungen von Baumarten. Beispielsweise wurden postglaziale Arealveränderungen anhand von Pollenanalysen rekonstruiert (FEURDEAN et al. 2013). Ob die Geschwindigkeit dieser historischen Florenanpassung auch mit der um ein Vielfaches höheren Geschwindigkeit der menschengemachten Klimaänderungen standhalten kann, wird derzeit umfangreich untersucht und viel diskutiert. Zur Untersuchung möglicher klimabedingter Trends in der Zukunft werden beispielsweise empirische, modellbasierte Ansätze (ELITH et al. 2006, JIMÉNEZ-VALVERDE et al. 2008, ELITH & LEATHWICK 2009, ZURELL et al. 2020) angewendet. Kombiniert mit Praxiserfahrungen werden die Ergebnisse in Form von Handreichungen durch verschiedene Institutionen zur Verfügung gestellt (FREHNER et al. 2018, BÖCKMANN et al. 2019, FORSTER et al. 2019, OTTO et al. 2020). Die Datenlage für solche Empfehlungen ist besonders bei den heutigen Hauptbaumarten sehr gut. Allerdings wird bei diesen Arten aktuell ein steigendes Mortalitätsregime beobachtet (MARINGER et al. 2020), welches die Verlässlichkeit dieser Empfehlungen für die Zukunft hinterfragt. Auch weisen viele Zukunftsprojektionen auf eine möglicherweise abnehmende klimatische Eignung der Hauptbaumarten hin (HANEWINKEL et al. 2010a, HANEWINKEL et al. 2010b, FLECK et al. 2015, ALBRECHT et al. 2019). Neben anderen möglichen Anpassungsmaßnahmen rückt insofern die waldbauliche Förderung von Baumarten mit höherer Trockenheits- und Hitzetoleranz stärker in den Fokus. Aussichtsreiche Kandidaten bei dieser Suche können neben bislang gebietsfremden Baumarten auch heute bereits heimische trockenheitstolerante Arten sein, die aufgrund der gegenwärtigen Klimabedingungen jedoch noch konkurrenzschwach und deshalb selten sind. Vor dem Hintergrund der historisch bekannten Arealverschiebungen von Baumarten sollte innerhalb der Gruppe der gebietsfremden Arten zudem differenziert werden, ob eine Art theoretisch auf natürlichem Wege zuwandern könnte („europäische“ Baumarten) oder nicht („außereuropäische“ Baumarten). Waldbauliches Ziel bei der Suche nach Alternativbaumarten ist die Erweiterung des Baumartenpotentials für die zukünftige Waldentwicklung durch punktuelle Pflanzungen oder gezielte Förderung. Ein großflächiges Ersetzen einer alten durch eine neue Baumart erscheint hierbei weder ökologisch noch ökonomisch erstrebenswert.

Erste Grobabschätzungen der Potentiale und Risiken möglicher Alternativbaumarten – man könnte sie vielleicht passender als „ergänzende“ Baumarten bezeichnen – wurden bereits für mehrere Bundesländer erstellt und in unterschiedlichem Detaillierungsgrad für praktische Zwecke zur Verfügung gestellt (VOR et al. 2015, TAEGER & KÖLLING 2016, THURM et al. 2017, THURM et al. 2018, Albrecht & De Avila 2019, THURM & FALK 2019, DE AVILA et al. 2021, KLEBER et al. 2022). Während die Abschätzung der klimatischen Eignung von Alternativbaumarten bereits weit vorangeschritten ist, können die edaphischen Ansprüche einiger Baumarten noch nicht ausreichend in Übereinstimmung mit dem jeweiligen Verfahren der Standortskartierung gebracht werden. Um zur Schließung dieser Lücke beizutragen, verfolgt diese Arbeit für eine erweiterte Gruppe von Alternativbaumarten im Testgebiet Baden-Württemberg folgende Ziele:

1. Quantitative Zusammenstellung edaphischer Ansprüche aus dem bisherigen Literaturfundus (u. a. DE AVILA et al. 2021)
2. Identifizieren derjenigen Baumarten, die für die bodenkundlichen Gegebenheiten grundsätzlich in Betracht kommen
3. Identifizieren derjenigen Baumarten, deren klimatische Eignung sich im Zuge des Klimawandels verbessert.
4. Bilanzierung der aus klimatischer und bodenkundlicher Eignung kombinierten Gesamtbeurteilung der abiotischen Stabilität auf Ebene des gesamten Testgebietes

Methodische Anforderung an den Ansatz war, dass er waldbaulich umsetzbar sein sollte. Hieraus resultierte die Notwendigkeit eines konkreten und quantifizierbaren Standortsbezugs der Ergebnisse auf Grundlage der zunächst lediglich qualitativen textlichen Darstellungen, wie z. B. in den Artensteckbriefen von DE AVILA et al. (2021).

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchte Baumarten

Untersucht wurden 31 Baumarten (Tab. 1), die in den Artensteckbriefen 2.0 (DE AVILA et al. 2021) näher beschrieben sind. Von diesen teils seltenen heimischen, teils europäisch-heimischen, teils auch außereuropäischen Baumarten verspricht man sich im Vergleich zu den heutigen Hauptbaumarten eine potentiell bessere Anpassungsfähigkeit an die prognostizierten zukünftigen Klimabedingungen in Baden-Württemberg. Nähere Hintergründe zum Auswahlprozess sind in DE AVILA et al. (2021) einzusehen.

Um den unterschiedlichen Kenntnisstand zum Anbau und zur Ökologie dieser Baumarten in Baden-Württemberg und den damit verbundenen Sicherheiten und Unsicherheiten Rechnung zu tragen, wurden die Baumarten in drei Klassen entsprechend ihrem Dokumentationsstand eingeteilt:

1. Dokumentationsstand 1 (erweiterte Erfahrungen): Es existiert eine relativ umfangreiche Baumarteneignungseinstufung für Baden-Württemberg, alle Stufen der Eignung wurden vergeben. Es liegen europaweite Inventurdaten vor – Auswertung und Ableitung von allgemeingültigen bodenökologischen Ansprüchen sind möglich.
2. Dokumentationsstand 2 (eingeschränkte Erfahrungen): Es bestehen bereits wenige Empfehlungen in Form von Baumarteneignungstabellen für Baden-Württemberg. Diese sind jedoch aufgrund der bisher eher geringen Bedeutung dieser Baumarten nicht flächig analysiert und die Eignungsbeurteilung ist wenig differenziert. Sie liefern dennoch wertvolle Hinweise, die übernommen werden können. Es liegen europaweite Inventurdaten vor. Allgemeingültige bodenökologische Schlüsse können aber aufgrund der geringen, oft undifferenzierten Datenlage nur mit Unsicherheiten gezogen werden.
3. Keine oder nur wenig Erfahrungen und Dokumentation in Baden-Württemberg, es liegen keine europaweiten Inventurdaten vor (Dokumentationsstand 3).

Tab. 1: Liste der untersuchten Baumarten alphabetisch sortiert nach wissenschaftlichem Gattungsnamen. Der Dokumentationsstand spiegelt die Einschätzung des aktuellen Kenntnisstands zur jeweiligen Baumart in Klassen 1 (gut) bis 3 (schlecht) wider.

Tab. 1: List of the tree species examined, sorted alphabetically by scientific genus name. The documentation level reflects the assessment of the current state of knowledge about the respective tree species in classes 1 (good) to 3 (poor).

Baumart (deutsch)	Baumart (wissenschaftlich)	Dokumentationsstand in BW
Bornmüllers Tanne	<i>Abies bornmuelleriana</i>	3
Küstentanne	<i>Abies grandis</i>	2
Nordmannstanne	<i>Abies nordmanniana</i>	3
Spitzahorn	<i>Acer platanoides</i>	1
Sandbirke	<i>Betula pendula</i>	1
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>	1
Esskastanie	<i>Castanea sativa</i>	1
Atlaszeder	<i>Cedrus atlantica</i>	2
Libanonzeder	<i>Cedrus libani</i>	3
Baumhasel	<i>Corylus colurna</i>	3
Orientbuche	<i>Fagus orientalis</i>	3
Hybridnuss	<i>Juglans x intermedia</i> (<i>J. nigra</i> x <i>J. regia</i>)	3
Schwarznuss	<i>Juglans nigra</i>	2
Japanlärche	<i>Larix kaempferi</i>	2
Tulpenbaum	<i>Liriodendron tulipifera</i>	3
Europäische Hopfenbuche	<i>Ostrya carpinifolia</i>	2
Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i>	1
Gelbkiefer	<i>Pinus ponderosa</i>	3
Ahornblättrige Platane	<i>Platanus x acerifolia</i>	3
Aspe/Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	1
Vogelkirsche	<i>Prunus avium</i>	1
Zerreiche	<i>Quercus cerris</i>	2
Ungarische Eiche	<i>Quercus frainetto</i>	2
Flaumeiche	<i>Quercus pubescens</i>	2
Roteiche	<i>Quercus rubra</i>	1
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>	1
Elsbeere	<i>Sorbus torminalis</i>	2
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	1
Sommerlinde	<i>Tilia platyphyllos</i>	2
Silberlinde	<i>Tilia tomentosa</i>	3
Flatterulme	<i>Ulmus laevis</i>	3

Tab. 2: Ausprägung und Interpretation der abiotischen Stabilitätsbeurteilung differenziert nach Dokumentationsstand.**Tab. 2:** *Characteristics and interpretation of the abiotic stability assessment differentiated by documentation level.*

	Dokumentationsstand 1	Dokumentationsstand 2	Dokumentationsstand 3
Interpretation	Wie in der regulären Standortskartierung, jedoch etwas weniger differenziert	Ähnlich Kategorie 1, jedoch aufgrund schlechteren Dokumentationsstands mit der Einschränkung voraussichtlich [v]	Für Testanbauten in Betracht zu ziehen
Ausprägung	hoch	voraussichtlich hoch	für Testanbauten aussichtsreich
	mittel	voraussichtlich mittel	für Testanbauten möglich, jedoch außerhalb des Potentialbereichs
	gering	voraussichtlich gering	

Um die Unterschiede zwischen dem Dokumentationsstand der verschiedenen Baumarten sichtbar zu erhalten, wurden getrennte Kürzel für die Gesamtbeurteilung der abiotischen Stabilität formuliert (Tab. 2).

2.2 Klimadaten

Die verwendeten Klimadaten wurden aus dem CHELSA-Datensatz Version 1.2 (<https://chelsa-climate.org>, KARGER et al. 2017) extrahiert. Die CHELSA Klimadaten liegen als Rasterdaten mit horizontaler Auflösung von ca. 1 x 1 km (30 arc sec.) vor. Aus Gründen der besseren Interpretierbarkeit wurden die Eingangsdaten noch um aus dem Datensatz abgeleitete Variablen erweitert. Um den mit Klimaprojektionen einhergehenden Unsicherheiten adäquat zu begegnen, wurde nach dem „Advanced Envelope Approach“ (LUTZ et al. 2016) ein Ensemble aus vier globalen Zirkulationsmodellen (GCMs) der Daten des Projekts CMIP5 (TAYLOR et al. 2012, KNUTTI et al. 2013) gebildet und die Werte gemittelt (siehe auch SANDERSON et al. 2015). Dabei wurden die GCMs GISS.E2.r, HadGEM2.CC, IPSL.CM5A.LR und MPI.ESM.LR verwendet. Als Szenarien wurden RCP 4.5 und RCP 8.5 für die Zeiträume 2041–2060 und 2061–2080 ausgewählt. Zur Plausibilisierung der Projektionen diente der Klimazeitraum 1979–2013 als Referenz. Eine Charakterisierung des Klimadatensatzes ist in Tabelle 3 aufgeführt.

Tab. 3: Mittelwerte und Standardabweichungen (St.abw.) der klimatischen Variablen. Bioklimatische Variablen aus KARGER et al. (2017), bezogen auf die Flächenkulisse des europaweiten Datensatzes MAURI et al. (2017).

Tab. 3: Means and standard deviations of the climatic variables. Bioclimatic variables from KARGER et al. (2017), based on the area extent of the European dataset MAURI et al. (2017).

Beschreibung	Variablen-name	Einheit	Zeitraum: 1979–2013		RCP4.5				RCP8.5			
					Zeitraum: 2041–60		Zeitraum: 2061–80		Zeitraum: 2041–60		Zeitraum: 2061–80	
			Mittelwert	St.-abw.	Mittelwert	St.-abw.	Mittelwert	St.-abw.	Mittelwert	St.-abw.	Mittelwert	St.-abw.
Mittlere jährliche Lufttemperatur	Bioclim 1	C°	9,14	4,01	10,84	3,77	11,1	3,66	11,56	3,6	12,76	3,49
Monatsmittelwert der täglichen Temperaturspannweite	Bioclim 2	C°	7,12	1,76	7,44	2,11	7,43	2,17	7,41	2,21	7,46	2,39
Temperatur-Saisonalität (Standard Abweichung x 100)	Bioclim 4	C°	632,5	144,9	642,6	134,8	633,1	129,1	641	124,7	643,3	115,1
Höchsttemperatur des wärmsten Monats	Bioclim 5	C°	23,1	4,17	25,16	4,44	25,27	4,45	25,94	4,5	27,39	4,74
Niedrigsttemperatur des kältesten Monats	Bioclim 6	C°	-2,42	5,38	-0,47	4,72	-0,08	4,53	0,47	4,46	1,85	3,59
Mittlerer Jahresniederschlag (Mittelwert der Jahresniederschlagssumme)	Bioclim 12	mm	826,2	329,2	820,1	331,2	819,7	331,9	822	330,2	797,2	332,2
Niederschlags-saisonalität	Bioclim 15	%	29,45	12,79	33,9	13,55	33,29	13,16	33,11	13,81	35,36	13,67
Niederschlags-summe des wärmsten Quartals	Bioclim 18	mm	188,2	103,1	169,6	97,8	173,3	100,2	169,7	99,1	156,1	96,1
Niederschlags-summe des kältesten Quartals	Bioclim 19	mm	207,6	118,6	218,5	121,1	214,5	118,7	218,4	121,8	215,4	116,2
Mitteltemperatur von Mai bis September	tmean_may_sep	C°	15,78	3,34	17,61	3,4	17,72	3,34	18,3	3,34	19,53	3,5
mittlere Temperatursumme aller Tage mit einer Durchschnittstemperatur > 5°C	GDD_interp	C°	2015,6	912,8	2407,7	1000,45	2438,31	997,76	2751,49	1020,61	2912,97	1063,33

2.3 Bodendaten

Zur Charakterisierung der edaphischen Bedingungen wurde auf die Daten der Standortskartierung zurückgegriffen. Grundlage der Standortskartierung in Baden-Württemberg ist ein geländeökologisches Expertenverfahren (ALDINGER & MICHIELS 1997). Von der Gesamtwaldfläche in Baden-Württemberg (ca. 1,3 Mio. Hektar) sind aktuell ca. 1,059 Mio. Hektar standortskartiert. Für die Zwecke der vorliegenden Arbeit mussten jedoch einige Flächen ausgeschlossen werden: azonale Standorte weichen z. B. durch anstehendes Grundwasser oder regelmäßige geomorphologische Störungen stark von den mittleren Verhältnissen ab, werden dadurch nicht primär von klimatischen oder edaphischen Standortsfaktoren dominiert (ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG 2016) und wurden deshalb von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen. Außerdem wurden Flächen mit freiem Kalk im Unterboden ausgeschlossen, da hier die Horizonttiefe und die Säurestufe des Oberbodens nicht ausreichend genau ermittelbar waren, diese Faktoren jedoch bei einigen Baumarten essentiell für das Vorkommen sein können. Zusätzlich wurden, aufgrund ihres eigenen standörtlichen Charakters, der nicht ausschließlich durch die Substratprägung beschrieben werden kann, extreme Steilhänge und sonstige Sonderstandorte (z. B. Einheiten mit besonderer morphologischer Ausprägung) ausgespart. Die Bodentiefe konnte nicht flächig durch die Attribute der Standortskartierung eingruppiert werden, daher wurden hierfür regionalisierte Bodendaten (ZIRLEWAGEN 2021) verwendet. Die verbleibende und verwendbare Fläche belief sich in Summe auf ca. 761.626 Hektar und damit rund 72 % des standortskartierten Waldes in Baden-Württemberg.

2.4 Verfahren der Eignungsbeurteilung

2.4.1 Bodenkundliche Eignung

Es wurden folgende bodenkundliche Merkmale ausgewählt, die für das Pflanzenwachstum an substratgeprägten Standorten zentrale Faktoren darstellen.

- freier Kalk im Oberboden (j/n, Datenquelle: Standortskartierung)
- Säure-Basen Stufe (ordinal drei Klassen, Datenquelle: Standortskartierung)
- Tongehalt (j/n, ab 45 % Ton, Datenquelle: Standortskartierung)
- Tongründige Böden (j/n, ab 45 % Ton im Unterboden (< 40 cm), aber mit lockerer Bodenaufgabe, Datenquelle: Standortskartierung)
- Stauwasser (ordinal zwei Klassen, Hydromorphiemerkmale unterhalb/oberhalb 30 cm Bodentiefe, Datenquelle: Standortskartierung)
- Bodentiefe (ordinal drei Klassen, 0–20 cm/21–60 cm/> 60 cm, Datenquelle: Regionalisierung (ZIRLEWAGEN 2021))

Die Fähigkeit der Baumarten, sich an diese Bodenfaktoren anzupassen, wurde als Toleranzziffer mit folgender fünfstufigen Ordinalskala ermittelt (Tab. 4).

Inhaltliche Grundlage für die baumartenweise Einstufung der Toleranzziffern waren drei Quellen:

1. Die in den Artensteckbriefen (DE AVILA et al. 2021) zusammengestellten Literaturinformationen wurden durch weitere Quellen ergänzt,
2. Verbreitungsdaten der Baumarten in Europa (MAURI et al. 2017) verschnitten mit europaweiten Bodendaten (HENGL 2018) und anschließende Auswertung der zu beurteilenden Bodenmerkmale. Als Zielgröße diente dabei Vorkommen oder Nichtvorkommen der jeweiligen Baumart am Aufnahmepunkt,
3. Die bereits bestehenden Baumarteneignungsempfehlungen für Baden-Württemberg, verknüpft mit regionalisierten, quantitativen Bodendaten (ZIRLEWAGEN

Tab. 4: Ausprägung der bodenkundlichen Toleranzziffern.

Tab. 4: *Meaning of the edaphic tolerance numbers.*

Bodenkundliche Toleranzziffer	Bedeutung
1	Baumart ist hervorragend an das jeweilige Bodenmerkmal angepasst. Ausprägung fördert Vorkommen und Vitalität stark.
2	Die Bodenausprägung wirkt sich ebenfalls positiv auf Vorkommen und Vitalität aus, jedoch weniger förderlich als Ziffer 1.
3	Neutrale Ausprägung, keine förderliche oder hinderliche Wirkung auf Vorkommen und Vitalität.
4	Anbau der Baumart erschwert aber noch möglich; reduzierte Vitalität und Vorkommenswahrscheinlichkeit (Wachstumseinbußen und/oder erhöhtes Mortalitätsrisiko).
5	Standörtlicher Ausschlussgrund für den Anbau der Baumart auf Standorten mit den Merkmalsausprägungen: freier Kalk im Oberboden, Säure-Basen-Stufe = sehr stark sauer, Stauwasser = ausgeprägt und hoher Tongehalt. Für 3 Baumarten mit besonders ausgeprägten Ansprüchen an die Bodentiefe auch Bodentiefe = flachgründig. Für andere Merkmalsausprägungen stellt die Toleranzziffer 5 stark erschwerte Anbaubedingungen, aber keinen Ausschlussgrund dar.

2021) wurden mit Blick auf die zu bewertenden Bodenmerkmale ausgewertet.

Durch Abgleich dieser baumartenspezifischen aber standort-unabhängigen Toleranzziffer mit der Merkmalsausprägung am jeweiligen Standort wurde die bodenkundliche Eignung ermittelt. Die Beurteilung der bodenkundlichen Eignung folgt dabei für einige besonders wichtige Merkmale einer restriktiven Betrachtungsweise, d. h. tritt ein mit 5 bewertetes Merkmal für eine Baumart in den Merkmalsausprägungen: freier Kalk im Oberboden, Säure-Basen Stufe = sehr stark sauer ($\text{pH(KCl)} < 3,5$), ausgeprägtes Stauwasser (Hydromorphiemerkmale oberhalb 30 cm Bodentiefe) oder Ton (Anteil $\geq 45\%$) am konkreten Standort auf, gilt die Baumart dort als grundsätzlich ungeeignet. Tritt keine 5 in diesen Bewertungen auf, werden alle sonstigen an der Standortseinheit vorhandenen und mit Toleranzzielfern bewerteten Merkmale zu einer bodenkundlichen Eignungsziffer gemittelt. Außerdem wurde für die Baumarten Flatterulme, Schwarznuss und Tulpenbaum, die ausgeprägte Ansprüche an die Bodentiefe stellen, die Merkmalsausprägung flachgründig (0–20 cm) ebenfalls als harte Restriktion (Ausschlussgrund) gewertet.

2.4.2 Klimatische Baumarteneignung

Die klimatische Eignung wurde durch Artverbreitungsmodelle oder anhand von einfachen Klimahüllen ermittelt. Entscheidend für die Art der Bearbeitung waren Anzahl und Verteilung der Präsenzen in den Eingangsdaten (MAURI et al. 2017). War die Datengrundlage für eine solide Modellbildung einer Baumart nicht ausreichend, wurde auf einfache Klimahüllen zurückgegriffen.

Artverbreitungsmodelle

Boosted Regression Trees

Als Modelltypus für die Artverbreitungsmodelle wurde aus folgenden Gründen Boosted Regression Trees (BRT) ausgewählt:

- 1. Relativ einfache Handhabung, geringe Fehleranfälligkeit, gut zwischen verschiedenen Baumarten vergleichbare und interpretierbare Effektgrafiken.
- 2. Der relative Einfluss quantifiziert die Wichtigkeit der einzelnen Variablen für das Modellergebnis.
- 3. BRTs sind robust gegenüber Multikollinearität, korrelierten Prädiktoren, Ausreißern, nicht-linearen Zusammenhängen, Varianzheterogenität sowie fehlenden Daten (ELITH et al. 2008).
- 4. Auswertbarkeit unterschiedlicher Skalierungen der

unabhängigen Variablen (Intervall-, Ordinal- oder Nominalskalierung). Das Modellergebnis wird dabei nicht durch monotone Transformationen der Prädiktoren beeinflusst.

- 5. Mangelnde Datenbalancierung (besonders hohe oder niedrige Prävalenzen) kann durch Variation der Modellanpassungseinstellungen Learning Rate (LR) und Tree Complexity (TC) angemessen berücksichtigt werden (ELITH et al. 2008).

Bei der Modellbildung wurden 70 % der Eingangsdaten als Trainings-Daten und 30 % als Testdatensatz zur Validierung der Ergebnisse verwendet. Die Modellberechnungen wurden entsprechend der Empfehlungen von ELITH et al. (2008) und LEATHWICK et al. (2006) erstellt. Dafür wurden die Statistik Software R (TEAM 2013) und die R-Pakete „gbm“ RIDGEWAY & GBM DEVELOPPERS (2024) und „dismo“ (HIJMAN et al. 2023) verwendet. Für die Datenaufbereitung und -unterteilung in Test- und Trainingsdaten wurde das R-Paket „dplyr“ (WICKHAM et al. 2023) eingesetzt. Die Ergebnisse der Modellvorhersagen wurden nach HANEWINKEL et al. (2014) modellspezifisch in aussagekräftige und vergleichbare Baumarteneignungsklassen überführt (Tab. 5).

Variablenauswahl

Um die klimatischen Gegebenheiten in Europa möglichst vollständig abzubilden, wurden zunächst alle bioklimatischen Variablen in die Modellierung miteinbezogen. Bei der Auswahl der Variablen wurde primär auf eine eingängige Interpretierbarkeit der Ergebnisse geachtet. Da es zu regionalen Verschiebungen der jahreszeitlichen Niederschlagsmuster im Klimawandel kommen kann (CHRISTENSEN & CHRISTENSEN 2004), wurden Temperaturvariablen, die sich auf das trockenste oder feuchteste Quartal beziehen, ausgeschlossen. Die finalen BRT-Modelle wurden mit 11 klimatischen Variablen gebildet. Zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Baumarten und Variablen wurde für alle Baumarten das gleiche Variablen-Set verwendet. Das Beibehalten von Prädiktoren mit geringem relativem Einfluss ist bei BRT-Modellen grundsätzlich zulässig und verschlechtert die Modellperformance nicht (ELITH et al. 2008, Appendix S2), hilft aber bei einer vergleichenden Interpretation zwischen den Baumarten.

Kalibrierung

Die Modell-Kalibrierung wurde anhand von Testläufen mit schematischer Reduktion der Parameter LR und TC vollzogen. Da geringere Prävalenzen generell eine geringere LR erfordern (ELITH et al. 2008) wurden die Baumarten nach der Anzahl ihrer Präsenzpunkte in Gruppen stratifiziert. Alle Modelle wurden mit einer TC = 4 und der „gbm.step“-Funktion

Tab. 5: Klasseneinteilung der klimatischen Eignung nach HANEWINKEL et al. (2014).

Tab. 5: Classification of climatic suitability according to HANEWINKEL et al. (2014).

Klimaeignungsklassen	Bezeichnung	Bedeutung
1	regionalklimatisches (Sub-)Optimum	Kein Risiko
2	innerer Arealrand	Geringes Risiko
3	Teilvorkommen möglich, jedoch äußerer Arealrand	Hohes Risiko
4	keine Vorkommen möglich	Sehr hohes Risiko

(HIJMANS et al. 2017), die in Abhängigkeit der LR automatisch die optimale Anzahl der Regressionsbäume, die essentiell für ein möglichst gutes Vorhersageergebnis ist, ermittelt, errechnet (ELITH et al. 2008). Die Gruppengrenzen sowie die jeweils optimale LR wurde durch Testläufe ermittelt:

Die Gruppen wurden nach Prävalenz stratifiziert, um für die jeweilige Gruppe die optimale LR zu finden.

1. Gruppe: < 100 Vorkommenspunkte
2. Gruppe: > = 100 und < 1000 Vorkommenspunkte
3. Gruppe: 1.001–5.000 Vorkommenspunkte
4. Gruppe: > = 5.001 Vorkommenspunkte

Die Verwendung der „gbm.step“-Funktion wird vor allem für die vergleichbare Modellierung vieler verschiedener Arten empfohlen (ELITH & LEATHWICK 2017). Als Werteverteilung wurde die Bernoulli-Verteilung angenommen, denn binomiale Varianzen sind robuster als die anderer Verteilungen und führen besonders im Falle von Pseudo-Absenzen zu besseren Modellergebnissen (ELITH et al. 2008). Für alle weiteren, hier nicht genannten Parameter wurden die Standard-Einstellungen aus dem „gbm.package“ übernommen. Die Modellgüte wurde anhand der Explained Deviance (LEATHWICK et al. 2006), dem AUC Score (SWETS 1988) und der Differenz aus dem AUC Score des Trainingsdatensatzes mit dem AUC Score des Validierungsdatensatzes als Maß für overfitting (DEDMAN et al. 2017) bewertet. Als Grenzwerte für eine ausreichend gute Modellqualität wurden gleichzeitig ein AUC > 0,8, die Differenz aus tAUC-cvAUC < 0,2 und ein TSS > 0,5 (ALLOUCHE et al. 2006) vorab festgelegt. Konnten diese statistischen Modell-Kennwerte nicht erreicht werden, oder wurde die Baumart in den Eingangsdaten nicht gelistet, wurde zur Charakterisierung der klimatischen Eignung auf einfache Klimahüllen zurückgegriffen.

Einfache Klimahüllen

Reichten die Präsenzpunkte in den Eingangsdaten (MAURI et al. 2017) für eine solide Modellbildung nicht aus, wurde auf einfache Klimahüllen zurückgegriffen. Diese sind im Gegensatz zu den BRT-Modellen in ihrer Dimension beschränkt und die Wechselwirkungen klimatischer Faktoren können nur begrenzt dargestellt werden. Die Beurteilung der klimatischen Eignungen beschränkt sich in diesen Fällen auf langjährige Mittelwerte zu Temperatur und Niederschlag. Diese wurden für die regional-zonalen Standortseinheiten für die verwendeten Zeiträume und Szenarien berechnet. Die zugrundeliegenden Potentialbereiche (Tab. 6) wurden aus den Artensteckbriefen (DE AVILA et al. 2021) übernommen. Die Bewertung der klimatischen Eignung erfolgt durch einen Abgleich der Potentialbereiche der Baumarten mit den ermittelten klimatischen Verhältnissen an den Standortseinheiten. Somit können für die jeweilige Baumart klimatisch potentiell mögliche (Zifferausprägung der klimatischen Eignung = 11) bzw. nicht mögliche (Zifferausprägung der klimatischen Eignung = 12) Bereiche in Baden-Württemberg identifiziert werden. Eine differenziertere, graduelle Einstufung war aus methodischen Gründen leider nicht möglich.

Tab. 6: Klimatische Potentialbereiche nach De AVILA et al. (2021) der Baumarten, für die keine Artverbreitungsmodelle erstellt werden konnten.

Tab. 6: *Potential climatic ranges according to De AVILA et al. (2021) of tree species for which data were insufficient to fit species distribution models.*

Baumart	Jahresmitteltemperatur	Jahresniederschlagssumme
Ahornblättrige Platane	9–19 °C	350–2.340 mm
Atlaszeder	7,5–15 °C	499–1.786 mm
Baumhasel	5–13 °C	540–1.500 mm
Flatterulme	4–13 °C	500–900 mm
Gelbkiefer	5–10 °C	280–1.750 mm
Libanonzeder	6–12 °C	600–1.200 mm
Nordmannstanne	6–11 °C	800–2.400 mm
Silberlinde	10–11,5 °C	> 400 mm
Ungarische Eiche	7–16 °C	400–1.000 mm

2.5 Abiotische Stabilität

Die abiotischen Stabilitätsbeurteilungen ergeben sich aus der Kombination der klimatischen und bodenkundlichen Eignungsbeurteilung. Tabelle 7 zeigt die möglichen Kombinationen und wie diese den Eignungsziffern zugeordnet wurden. Die Ziffernkombinationen zeigen links vom Doppelpunkt die klimatische und rechts davon die bodenkundliche Eignungsbewertung. Die Bewertung der Baumarten in Dokumentationsstand 1 und 2 erfolgte je in drei Stufen. Die Bewertung der sieben Baumarten des niedrigsten Dokumentationsstands in Kategorie 3 (Tab. 6 und 7) konnte lediglich in zwei Stufen erfolgen, da die zugrundeliegende klimatische Eignung nicht differenzierter möglich war.

3 Ergebnisse

3.1 Bodenkundliche Eignung

Tabelle 8 zeigt die ermittelten bodenkundlichen Toleranzziffern (1–5) für die 31 bearbeiteten Baumarten. Eine Liste mit den einbezogenen Quellen und deren Bewertung befindet sich in Anhang 1. Hohe pH(KCl)-Werte stellen nur in der Merkmalsform von freiem Kalk im Oberboden für Küstentanne, Esskastanie und Roteiche einen Ausschlussgrund dar. Treten besonders niedrige pH(KCl)-Werte unterhalb 3,5 auf, kommen nur noch 11 Baumarten mit Eignungsziffern kleiner als 5 infrage. Ähnlich stark wirkt sich das Auftreten von Staunässe oberhalb von 30 cm Bodentiefe aus: Lediglich neun Baumarten kommen auf solchen Böden generell noch in Betracht, wovon wiederum nur Hainbuche und Flatterulme eine gute Eignung aufweisen. Tonreiche Böden wirken sich zwar auch stark limitierend aus, jedoch werden hier nur neun Baumarten ausgeschlossen und damit bleibt eine höhere Anzahl an Baumarten zur Auswahl übrig. Auf physiologisch flachgründigen Böden werden nur drei Baumarten ausgeschlossen, diese werden auch bereits auf mittelgründigen Böden schlecht bzw. mit erhöhtem Risiko beurteilt.

Tab. 7: Ermittlung der abiotischen Stabilität aus der Kombination der bodenkundlichen Eignung (1: förderlich; 5: sehr ungünstig, fallweise Ausschlussgrund) mit der klimatischen (1: kein Risiko; 4: sehr hohes Risiko für Dokumentationsstand 1 + 2; 11: innerhalb Potentialbereich; 12: außerhalb Potentialbereich für Baumarten mit Dokumentationsstand 3).

Tab. 7: *Determination of abiotic stability as overall assessment from the combination of edaphic suitability (1: favorable; 5: very unfavorable, in some extreme cases reason for exclusion) with climatic suitability (1: no risk; 4: very high risk for documentation levels 1 + 2; 11: within potential range; 12: outside potential range for tree species in documentation level 3).*

Dokumentationsstand der Baumart	Abiotische Stabilität		
Kategorie 1	hoch	mittel	gering
Kategorie 2	voraussichtlich hoch	voraussichtlich mittel	voraussichtlich gering
Eignungskombinationen →	1:1, 2:1, 3:1	4:1, 3:2, 4:2	5:1, 5:2, 5:3
	1:2, 2:2	1:3, 2:3, 3:3, 4:3	1:4, 2:4, 3:4, 4:4, 5:4
Kategorie 3	Für Testanbauten aussichtsreich		Für Testanbauten möglich, jedoch außerhalb des Potentialbereichs
Eignungskombinationen →	1:11, 2:11, 3:11, 4:11		5:11, 1:12, 2:12, 3:12, 4:12, 5:12

Die im bodenkundlichen Entscheidungstableau ermittelten Eignungsziffern wurden auf die an den Standortseinheiten auftretenden bodenkundlichen Merkmalsausprägungen übertragen und auf Landesebene für Baden-Württemberg zusammengefasst (Abb. 1). Für die Baumarten Aspe, Birke und Zerreiche konnten keine bodenkundlichen Restriktionen an den zu beurteilenden Standortseinheiten ermittelt werden. Aus rein bodenkundlicher Sicht zeigt die Birke mit einer Bewertung von 1 auf ca. 60 % der bearbeiteten Fläche das größte Potential. Für alle anderen Baumarten konnten bodenkundliche Ausschlussgründe mit mehr oder minder großen

Flächenanteilen ermittelt werden. Das nach der bodenkundlichen Bewertung geringste Verbreitungs-Potential in BW (auf weniger als 60 % der bearbeiteten Fläche als bodenkundlich möglich) zeigen die Baumarten Atlaszeder, Gelb-Kiefer, Hybrid-Nuss, Libanonzeder, Silberlinde und Schwarznuss. Stärkere bodenkundliche Einschränkungen (nur auf ca. 75 % der bearbeiteten Fläche möglich) wurden für folgende Baumarten ermittelt: Esskastanie, Roteiche und Tulpenbaum. Alle übrigen Baumarten zeigen mit einer positiven bodenkundlichen Eignungsbeurteilung auf über 75 % der bearbeiteten Fläche ein hohes bodenkundliches Potential in BW.

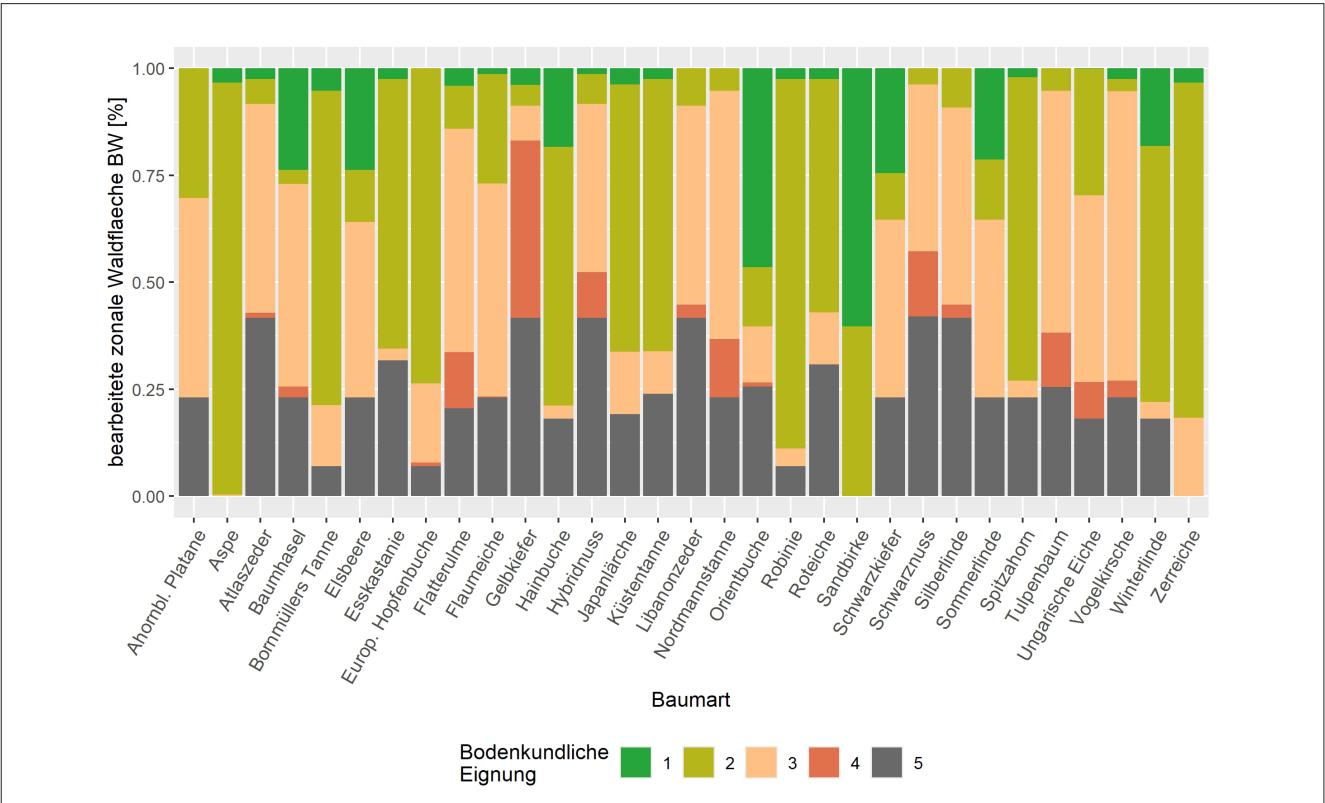


Abb. 1: Bodenkundliche Eignung (1: bestmögliche Eignung, 5: geringste Eignung) (beurteilte Fläche insgesamt 761.626 ha).

Fig. 1: *Edaphic suitability (1: best suitability, 5: least suitability) (total assessed area 761,626 ha).*

Tab. 8: Bodenkundliches Entscheidungstableau: Eignungswerte (1: sehr gut, 5: mangelhaft) der Baumarten für ausgewählte zentrale Kriterien; [pH = pH(KCl)]; NA = keine Angaben verfügbar; orange eingefärbt = bodenkundliche Restriktion.

Tab. 8: Edaphic decision table: Suitability values (1: very good, 5: poor) of tree species for selected criteria; [pH = pH(KCl)]; NA = no information available; orange = edaphic reason of exclusion.

	freier Kalk im Oberboden	Säure			Stauwasser		Ton	Tongründig	Bodenmächtigkeit		
		pH 4,9–6,2	pH 3,6–4,8	pH 2,7–3,5	> 30 cm Bodentiefe	< 30 cm Bodentiefe			tieflgründig (> 60 cm Bodentiefe)	mittelgründig (20–60 cm Bodentiefe)	flachgründig (bis 20 cm Bodentiefe)
Bodenausprägung → Baumart ↓	< 40 cm Bodentiefe pH > 6,2										
Ahornblättrige Platane	2	3	4	5	3	5	2	2	1	2	2
Aspe	3	1	2	2	2	3	2	2	1	1	2
Atlaszeder	2	1	4	5	5	5	5	4	1	2	4
Baumhasel	1	3	5	5	5	5	2	2	1	1	1
Bormüllers Tanne	1	1	2	3	4	5	NA	NA	1	3	5
Eisbeere	1	3	5	5	2	5	1	1	1	1	1
Esskastanie	5	1	2	3	4	5	5	4	1	1	5
Europäische Hopfenbuche	2	2	2	3	4	5	2	2	NA	NA	NA
Flatterulme	2	1	5	5	1	1	1	1	1	5	5
Flaumeiche	1	2	4	5	4	5	4	4	1	2	2
Gelbkiefer	1	2	5	5	5	5	5	4	2	1	2
Hainbuche	1	2	3	5	1	1	1	1	1	2	3
Hybridnuss	1	3	5	5	5	5	5	4	1	2	4
Japanlärche	1	1	2	2	2	3	5	4	1	3	5
Küstentanne	5	1	2	2	2	4	4	4	1	2	2
Libanonzeder	2	3	5	5	5	5	5	4	1	1	1
Nordmannstanne	2	2	5	5	5	5	4	4	1	3	5
Orientbuche	1	1	1	2	5	5	5	4	NA	NA	NA
Robinie	2	1	3	3	4	5	3	3	1	1	1
Roteiche	5	1	2	3	3	5	4	4	1	3	5
Sandbirke	1	1	1	1	3	4	3	3	1	1	1
Schwarzkiefer	1	2	5	5	4	5	1	1	1	1	1
Schwarznuss	2	3	5	5	5	5	5	4	1	5	5
Silberlinde	2	2	5	5	5	5	5	4	1	1	2
Sommerlinde	1	3	4	5	3	5	2	2	1	1	2
Spitzahorn	1	2	3	5	3	5	2	2	1	2	3
Tulpenbaum	2	2	5	5	2	5	2	2	1	5	5
Ungarische Eiche	2	2	5	5	1	3	2	2	1	NA	NA
Vogelkirsche	2	1	4	5	4	5	3	3	1	3	4
Winterlinde	1	2	3	5	2	3	1	1	1	2	4
Zerreiche	3	1	3	4	2	4	1	1	1	1	1

3.2 Klimatische Eignung

3.2.1 Artverbreitungsmodelle (BRT)

Die klimatische Eignung wurde mit Hilfe des BRT-Algorithmus für insgesamt 20 Baumarten erstellt. Die Modellgüte ist bei 13 dieser Baumarten mit Werten oberhalb von 0,9 ausgezeichnet, bei sieben Baumarten mit Werten zwischen 0,83 und 0,9 sehr gut (Tab. 9). Weder die Differenz aus dem AUC Score der Trainingsdaten mit dem AUC Score der Validierungsdaten ($tAUC - cvAUC$), noch die Effektkurven lieferten Hinweise auf Überanpassung (overfitting).

Zur näheren Analyse der Wirkzusammenhänge wurden exemplarisch für drei Baumarten die jeweils drei wirkungsstärksten Prädiktoren als Effektkurven dargestellt (Abb. 2). Diese drei Baumarten unterscheiden sich grundlegend in ihrer klimatischen Potentialentwicklung über die gesamte Landesfläche betrachtet. Nach unseren Modellergebnissen erweitert die

Esskastanie zukünftig ihren klimatischen Potentialbereich in Baden-Württemberg stark. Der Spitzahorn kann aufgrund sehr geringer Verschiebungen der klimatischen Eignung als klima-indifferent oder klima-stabil bezeichnet werden. Die Aspe hingegen verliert im voranschreitenden Klimawandel stark an klimatischen Potentialbereichen in BW.

Bei Esskastanie zeigt das Modell bei der Jahresniederschlagssumme die untere Trockengrenze dieser Baumart bei ca. 900 mm auf. Gleichzeitig manifestiert sich die Wärmeliebe dieser Baumart in der Effektkurve für die Jahresdurchschnittstemperatur mit einem unteren Schwellenwert bei etwa 10 °C (Abb. 2A+B). Der Spitzahorn zeigt mit seiner Verbreitung in eher kontinental geprägten Bereichen seine Präferenz für hohe Temperatursaisonalität (> 600) an. Dies wird durch den Anspruch an eher kalte Winter mit einer Mindestminimumtemperatur von ca. 0 °C und hohen Sommertemperaturen (tmean Mai–September ab ca. 13 °C) unterstrichen (Abb. 2C–D). Das Vorkommen der Aspe wird laut Modellergebnissen hingegen

Tab. 9: Modellgüte der BRT-Modelle zur Einschätzung der klimatischen Eignung der Baumarten. Aufgeführt werden die Vorkommenspunkte für die jeweilige Baumart in den Eingangsdaten, die prävalenzabhängige Einstellung der Modellkalibrierung (LR: learning rate), dem AUC Score als Gütemaß (höhere Werte sind besser) und der Differenz aus dem AUC Score der Trainingsdaten ($tAUC$) mit dem AUC Score der Validierungsdaten ($cvAUC$) als Maß für overfitting.

Tab. 9: Model characteristics of the BRT models for assessing the climatic suitability of tree species. The table shows the occurrence points for each tree species in the input data, the prevalence-dependent setting of the model calibration (LR: learning rate), the AUC score as a model fit statistic (higher values are better), and the difference between the AUC score of the training data ($tAUC$) and the AUC score of the validation data ($cvAUC$) as a measure of overfitting.

Baumart	Vorkommenspunkte	Modellkalibrierung (LR)	tAUC	tAUC – cvAUC
Aspe	10.280	0,0009	0,833	0,006
Atlaszeder	90	0,00001	0,963	0,091
Birke	19.068	0,0009	0,873	0,869
Elsbeere	1.613	0,0005	0,932	0,008
Esskastanie	9.103	0,0009	0,944	0,01
Europäische Hopfenbuche	1.495	0,0005	0,988	0,004
Flaumeiche	8.521	0,0009	0,967	0,003
Hainbuche	13.223	0,0009	0,929	0,005
Japanlärche	3.323	0,0005	0,955	0,004
Kirsche	5.648	0,0009	0,87	0,007
Küstentanne	432	0,0001	0,916	0,023
Robinie	4.819	0,0005	0,954	0,003
Roteiche	1.735	0,0005	0,925	0,01
Schwarzkiefer	10.652	0,0009	0,933	0,003
Schwarznuss	638	0,0001	0,875	0,012
Sommerlinde	1.077	0,0005	0,923	0,009
Spitzahorn	2.904	0,0005	0,886	0,011
Ungarische Eiche	313	0,0001	0,969	0,01
Winterlinde	2.718	0,0005	0,915	0,007
Zerreiche	3.643	0,0005	0,982	0,003

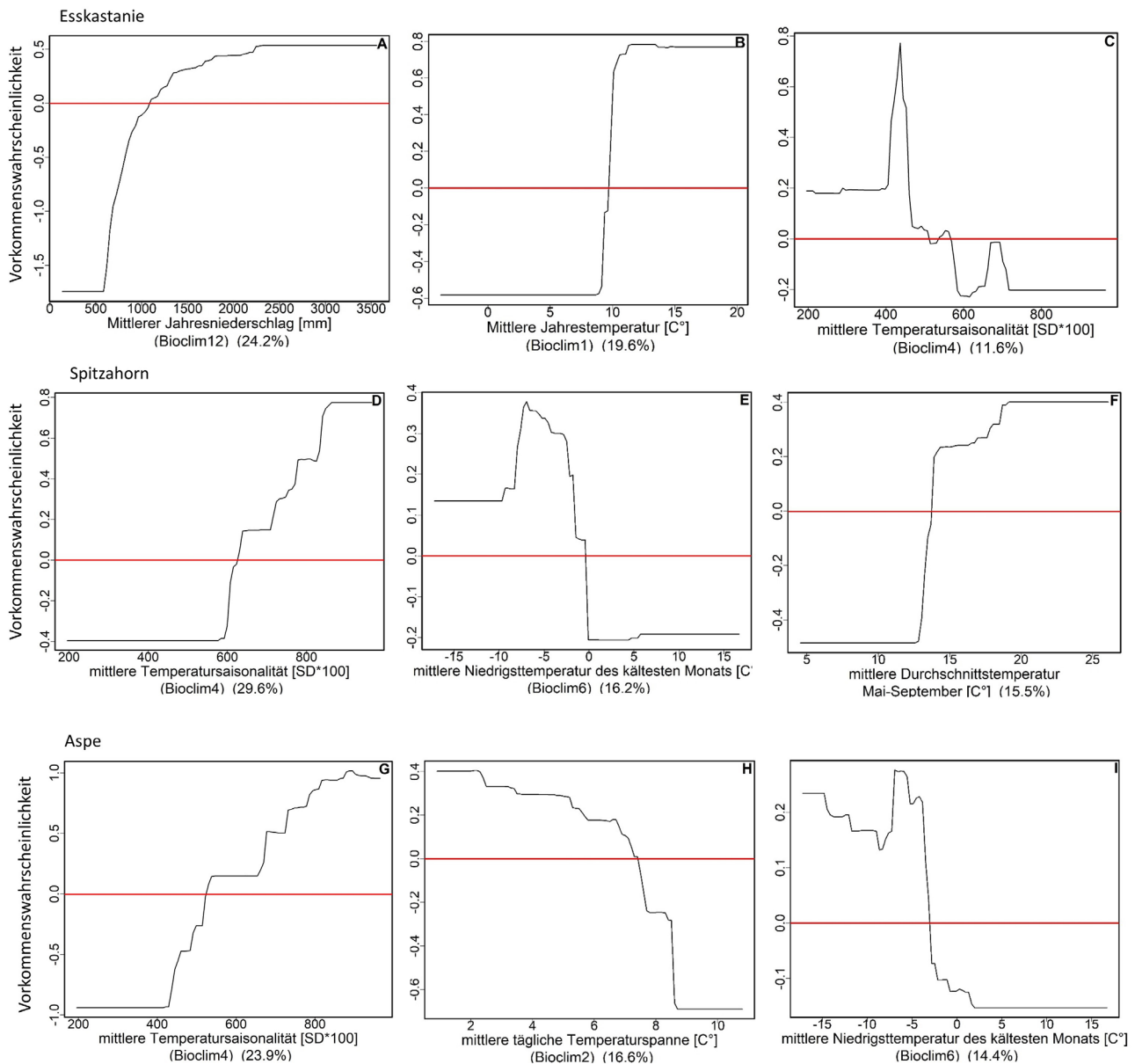


Abb. 2: Einfluss der drei wichtigsten Prädiktoren der BRT-Modelle zur Charakterisierung der klimatischen Eignung je Baumart als Effektkurve, für drei exemplarisch ausgewählte Baumarten. Auf der x-Achse ist der Wertebereich der jeweiligen Variable, auf der y-Achse die Effektstärke aufgetragen.

Fig. 2: Influence of the three most important predictors of the BRT models for characterizing climatic suitability per tree species as effect curves, for three selected tree species. The x-axis represents the range of the respective predictor variable values, and the y-axis represents the effect size.

durch eine mittlere Temperatursaisonalität von ca. 500, eine mittlere tägliche Temperaturspanne unter ca. 7,5 °C stark beeinflusst. Das Vorkommen der Aspe wird in den Tieflagen im voranschreitenden Klimawandel verhindert, da ihr Auftreten an eine mittlere Niedrigsttemperatur des kältesten Monats von unter -3 °C gekoppelt zu sein scheint (Abb. 2G–I).

Die vollständigen Effektkurven für alle Baumarten sind in Anhang 3 dargestellt.

Die nach HANEWINKEL et al. (2014) in vier aussagekräftige Klassen überführte und landesweit aggregierte klimatische Eignung ist für die gesamte Landesfläche in Abbildung 3 dargestellt. Zu den Baumarten mit im fortschreitenden Klimawandel zunehmenden Flächenanteilen günstiger

Eignungsstufen gehören Atlas-Zeder, Elsbeere, Esskastanie, Europäische Hopfenbuche, Flaumeiche, Robinie, Schwarzkiefer, Schwarznuss, Ungarische Eiche und Zerreiche. In die Klasse der Baumarten mit unter Klimawandel wenig veränderlicher Klimateignung fallen Hainbuche, Kirsche, Roteiche und Sommerlinde (mit leichter Verbesserung) sowie Spitzahorn (mit leichter Verschlechterung). Aufgrund deutlich zunehmender Flächenanteile in den ungünstigen Klimateignungsstufen sind die Baumarten Aspe, Birke, Japan-Lärche, Küstentanne und Winterlinde als klimatische Verliererbaumarten zu bezeichnen.

3.2.2 Einfache Klimahüllen

Die landesweit aggregierte klimatische Eignung für die bearbeitete Waldfläche der Baumarten mit einfacher Klimahülle ist in Abbildung 4 dargestellt. Zu den Baumarten mit im fortschreitenden Klimawandel zunehmenden Flächenanteilen der günstigen Eignungsstufe gehören die Ahornblättrige Platane und in geringem Maße die Silberlinde. Abnehmende Flächenanteile in der günstigen Klimaeignungsstufe wurden hingegen für die Nordmannstanne, die Libanonzeder, die Gelb-Kiefer und in geringerem Maße für die Baumhasel festgestellt. Die Flatterulme zeigt trotz leichter Verschlechterung wenig Verschiebung in oder aus ihrem klimatischen Präferenzbereich.

3.2.3 Keine klimatische Eignungsbewertung

Für die vier Baumarten Bornmüllers-Tanne, Orientbuche, Hybrid-Nuss und Tulpenbaum konnten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit keine Einschätzungen zur potentiellen klimatischen Eignung vorgenommen werden. Einerseits waren für diese Baumarten keine ausreichenden Verbreitungsdaten vorhanden, andererseits fehlten für diese Arten Informationen zu Temperatur- und/oder Niederschlagstoleranzbereichen.

3.3 Abiotische Stabilität

Auf der Ebene der gesamten untersuchten Waldfläche wurden die Baumarten des Dokumentationsstands 1 und 2 Atlaszeder, Elsbeere, Esskastanie, Europäische Hopfenbuche, Flaumeiche, Robinie, Roteiche, Schwarzkiefer, Schwarz-

Nuss, Ungarische Eiche und Zerreiche als Baumarten mit sich verbessernder abiotischer Stabilität ermittelt (Abb. 5). Weitestgehend klimaindifferente abiotische Stabilitätsbeurteilung wurde für Hainbuche, Kirsche, Spitzahorn und Sommerlinde gefunden. Baumarten mit sich stark reduzierender abiotischer Stabilität waren Aspe, Sandbirke, Japanlärche und Küstentanne sowie in schwächer ausgeprägter Form auch Winterlinde.

Da für die Baumarten des Dokumentationsstands 3 aus Ermangelung ausreichender Datengrundlagen nur eine eingeschränkte klimasensitive Beurteilung vorgenommen werden konnte, sind lediglich die Flächenanteile mit grundsätzlicher Eignung für Testanbauzwecke dargestellt (Abb. 6). Mit den größten Flächenanteilen günstiger Einstufung fallen dabei die Ahornblättrige Platane (deutlich zunehmend) sowie die Baumhasel (leicht abnehmend) auf. Die Gelbkiefer, Libanonzeder und Nordmannstanne zeigen starke Verluste des Flächenpotentials mit zunehmendem Klimawandel und weisen zum späten Zeitpunkt nach dem Szenario RCP 8.5 keine oder nur sehr geringe Flächenanteile mit positiver Testanbau-Eignung auf. Die geringsten Verschiebungen zeigt die Flatterulme, recht einheitlich kämen etwa 25 % der untersuchten Waldfläche als potentielle Teststandorte in Betracht. Die Silberlinde zeigt trotz leichter Verbesserung nur ein sehr stark eingeschränktes Flächenpotential für Testanbauten.

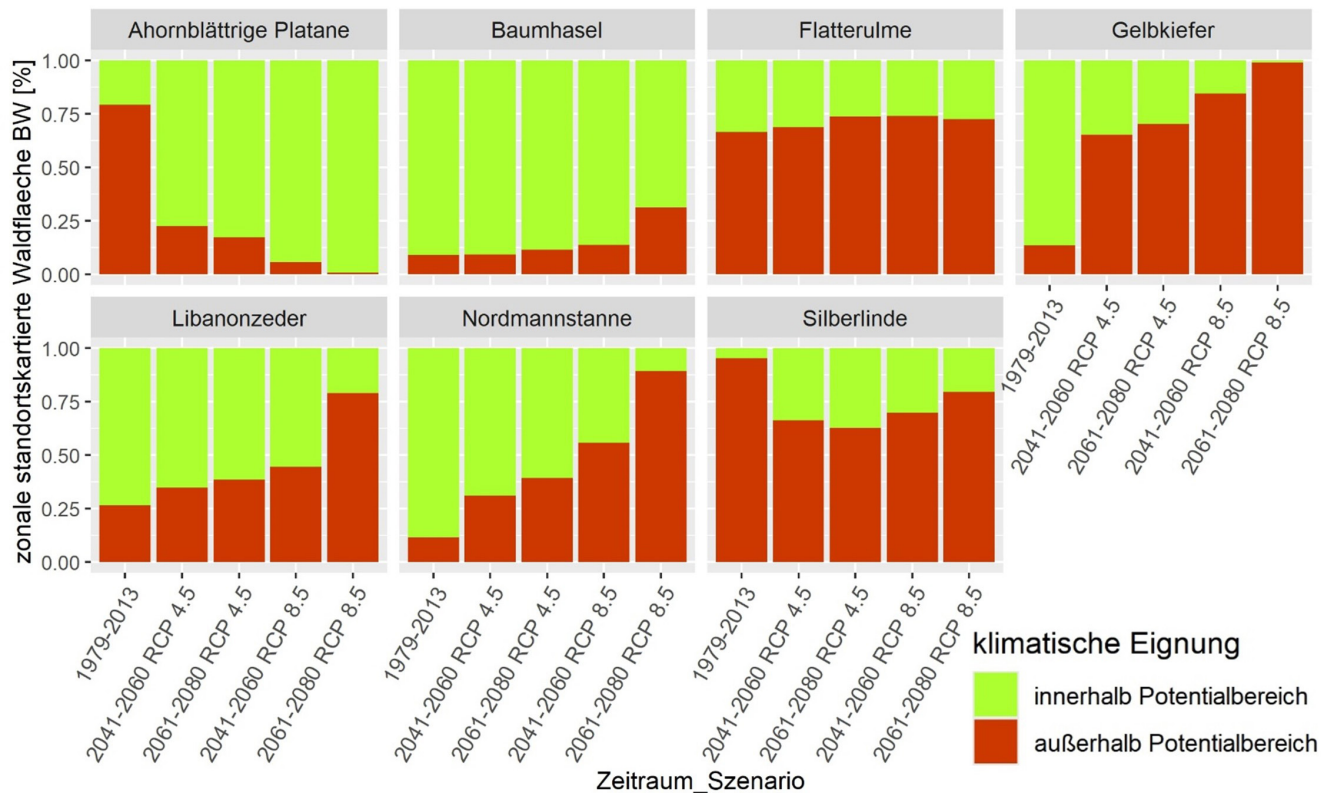


Abb. 4: Flächenanteile der klimatischen Eignungsklassen der Baumarten auf Basis einfacher Klimahüllen für den heutigen Bezugszeitraum sowie die Zukunftsprojektionen (jeweils oberer Balkenteil (grün) = innerhalb Potentialbereich, jeweils unterer Balkenteil (rot) = außerhalb Potentialbereich).

Fig. 4: Area proportions of the climatic suitability classes of tree species based on simple climate envelopes for the current reference period and future projections.

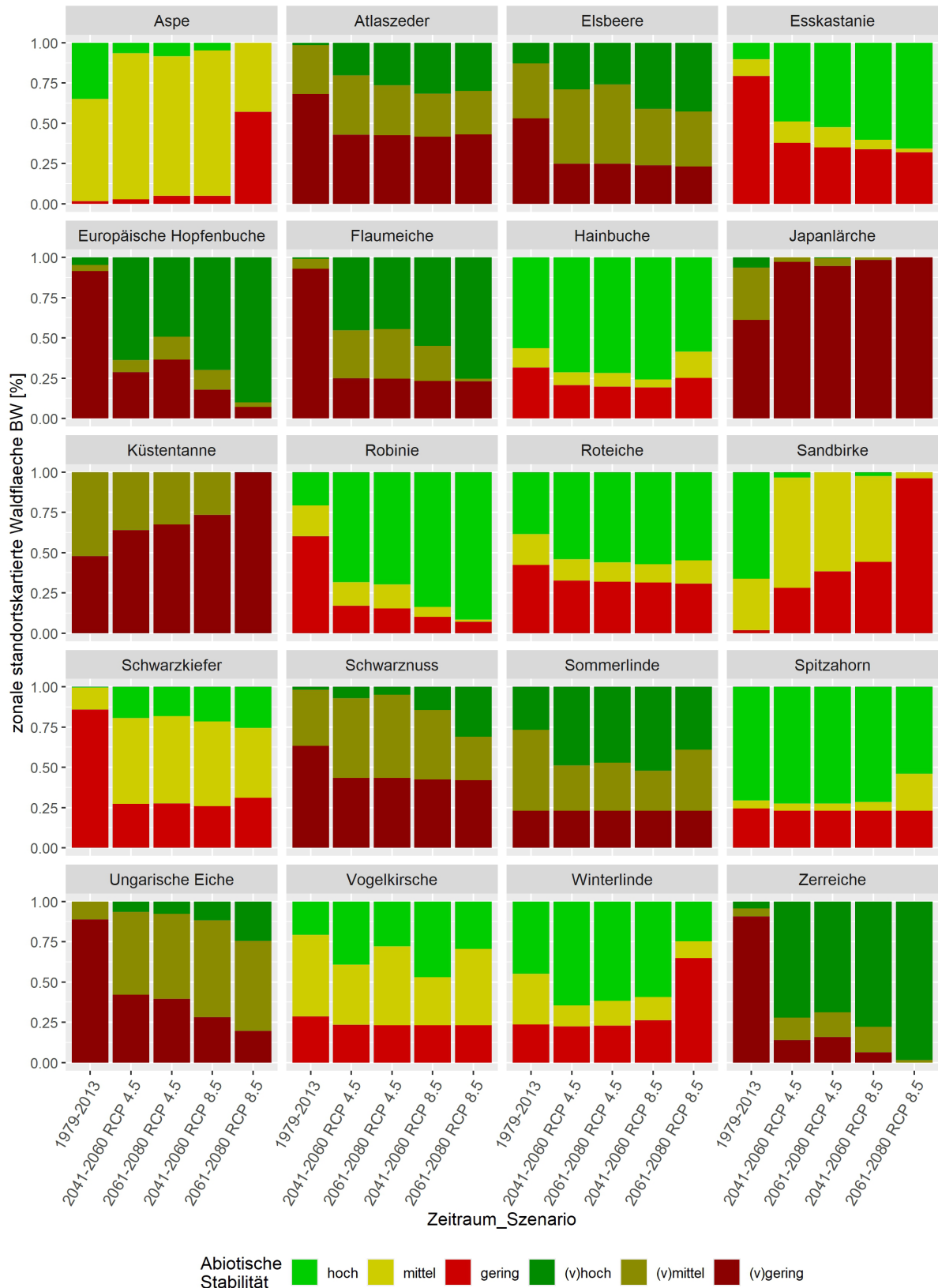


Abb. 5: Ermittelte abiotische Stabilität für die 20 Baumarten des Dokumentationsstands 1 und 2. Für den Dokumentationsstand 1 wurden die Klassenbezeichnungen hoch, mittel und gering vergeben; für den Dokumentationsstand 2 werden diese Klassenbezeichnungen durch ein vorausgestelltes (v) für voraussichtlich eingeschränkt (jeweils oberer Balkenteil (grün) = hohe bzw. voraussichtlich hohe abiotische Stabilität, jeweils mittlerer Balkenteil (gelb) = mittlere bzw. voraussichtlich mittlere abiotische Stabilität, jeweils unterer Balkenteil (rot) = geringe bzw. voraussichtlich geringe abiotische Stabilität).

Fig. 5: Abiotic stability for the 20 tree species of documentation levels 1 and 2. For documentation level 1, the class designations high, medium, and low were assigned; for documentation level 2, these class designations have a higher uncertainty and are thus specifically marked by a prefix letter (v).

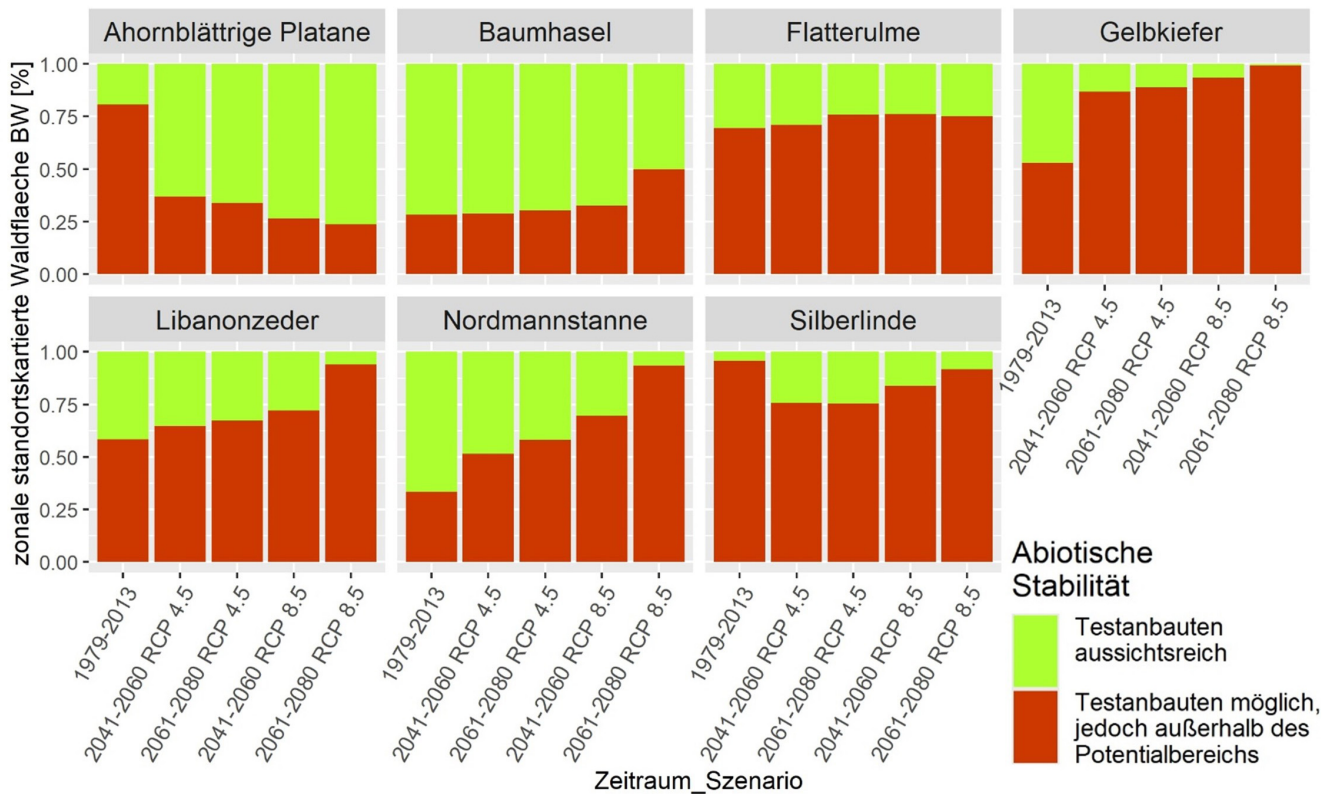


Abb. 6: Ermittelte abiotische Stabilität für die sieben Baumarten des Dokumentationsstands 3 (jeweils oberer Balkenteil (grün) = für Testanbauten aussichtsreich, jeweils unterer Balkenteil (rot) = für Testanbauten möglich, jedoch außerhalb des Potentialbereichs).

Fig. 6: Abiotic stability for the seven tree species of documentation level 3.

4 Diskussion

4.1 Bodenkundliche Eignung

Ungenauigkeiten der Säurestufen

Bei der Ermittlung der Toleranzstufen für die Säurestufen kam es zu gewissen Unschärfen: (1) Einerseits können Säure- und Basengrade an einem Standort in Abhängigkeit der Horizonttiefe stark variieren (AUGUSTO et al. 1998), andererseits werden in der Literatur häufig nur mittlere Verhältnisse für das gesamte Profil angegeben. Trotz einer gewissen Ausgleichsfähigkeit von Wurzeln zwischen stark sauren und stark basischen Horizonten über den inneren Stoffkreislauf (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1960) ergeben sich hierdurch insbesondere bei basophilen Arten Unsicherheiten bei der Beurteilung der edaphischen Standortbindung. Die Bodenausprägung „stark sauer“ wurde in unserer Untersuchung folglich nicht als Ausschlussgrund (Restriktion) geführt. Daraus resultiert, dass die bodenkundliche Eignung für nährstoffsensitive Baumarten in stark bodensauren Bereichen fallweise überschätzt sein kann. (2) Werden vegetationsökologische Verfahren mit Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) verwendet, können aufgrund der Spannweite der Reaktionswerte Klassengrenzen überschritten werden (DIEKMANN 2003). Hierdurch ist eine eindeutige Klassenzuordnung nicht mehr möglich, was in unserer Untersuchung besonders in den mittleren Nährstoffklassen „schwach sauer“ (pH(KCl) 4,9–6,2) und „stark sauer“ (pH(KCl) 3,5–4,9) zu Ungenauigkeiten führte.

Die genannten Ungenauigkeiten sollten in Folgeuntersuchungen nach Möglichkeit reduziert werden, insbesondere, da die Ansprache der Nährstoffverhältnisse für die Baumarteneignungsbeurteilung unter Klimawandel in Zukunft an Bedeutung dazugewinnen könnte (MELLERT et al. 2018, MELLERT et al. 2020a, MELLERT et al. 2021).

Präzision des Merkmals Wechselfeuchte

Literaturbasierte Ausschlussgründe für schwach wechselfeuchte Standorte ließen sich für BW nicht bestätigen. In BW wird eine tiefsitzende Sickerhemmung im Boden häufig sogar als förderlich für die Wuchsleistung bewertet, und eine Minderung der abiotischen Stabilität kann daraus nicht verallgemeinert abgeleitet werden. Die Gründe für die abweichende Einschätzung könnten in unterschiedlichen Merkmalausprägungen der als „schwach wechselfeucht“ klassifizierten Böden begründet sein. Da diese Wasserhaushaltsstufe in Deutschland in der Regel anhand der Höhe von vorhandenen Redoximorphiemerkmalen im Boden angesprochen wird (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016), besteht keine enge Beziehung zur durchschnittlichen Periodizität und Dauer der Vernässung im Ober- bzw. Unterboden. In der englischsprachigen Literatur wird Staunässe im Boden ohnehin meist nur indirekt und eher qualitativ als quantitativ beschrieben, z. B. als „poorly drained soil“ im Gegensatz zu „well drained soil“. Aus dieser Unschärfe kann sich eine mögliche Spanne bei der Ansprache der physiologischen Auswirkungen des zeitweiligen Sauerstoffmangels im Boden für das Wurzelwachstum ergeben, was dann abweichende Einstufungen der Risikoneigung von Baumarten zur Folge hat. Diese Tatsache erschwert dann auch die Klassifikation der bodenkundlichen

Eignung von Baumarten, für die nur wenige oder keine regionalen waldbaulichen Erfahrungen vorliegen.

4.2 Klimatische Eignung

Artverbreitungsmodelle

Als Zielgröße für die Artverbreitungsmodellierung diene das Vorkommen oder Fehlen einer Baumart in den Eingangsdaten (MAURI et al. 2017). In diesem Datensatz wird jedes Vorkommen als Präsenz gewertet. Die Gründe für das Fehlen einer Baumart an einem Aufnahmepunkt können vielfältig sein (anthropogener Einfluss) und müssen nicht zwingend mit unbefriedigten ökologischen Ansprüchen begründet sein. Dies gilt vor allem für eher wirtschaftlich uninteressante Baumarten, die, wenn standörtlich möglich, im Sinne der Wertschöpfung durch Arten mit höherem ökonomischen Potenzial ersetzt wurden. Auch wann die Daten am jeweiligen Punkt erhoben wurden, bleibt unklar (z. B. vor oder nach einem Extremereignis). Die in diesem Projekt erarbeiteten Empfehlungen zur Einstufung der abiotischen Stabilität beschreiben somit die reine Existenzfähigkeit einer Baumart unter bestimmten Standortbedingungen und nicht deren ökologisches Potenzial im Sinne der ökologischen Nische.

Die entwickelten Artverbreitungsmodelle zeigten über die gesamte Liste der modellierten Baumarten betrachtet eine hohe Vorhersagekraft (mittlerer AUC-Wert von 0,93 ($\pm 0,04$) (SWETS 1988)). Dies zeigt, dass die Modelle Präsenzen verlässlich widerspiegeln und deutet auf eine gute Diskriminierungsfähigkeit der Modelle zwischen Präsenzen und Absenzen hin (ELITH et al. 2008). Der durchschnittliche erreichte maximale TSS von 0,7 ($\pm 0,2$), als prävalenzunabhängige Größe (ALLOUCHE et al. 2006), unterstreicht die solide Modellperformance (LANDIS 1977). Der durchschnittliche Wert für die erklärte Devianz (explained deviance) von 31 % ($\pm 0,14$ %) unterstreicht die hohe Modellgüte. Die Ergebnistrends stehen in Einklang mit anderen Studien (GUISAN et al. 2007).

Bedeutung der klimatischen Variablen

Die relative Bedeutung der Prädiktoren variierte zwischen Baumarten, wobei sich konsistente Zusammenhänge abzeichneten. Die jeweiligen Schwellenwerte in Beziehungen zwischen Prädiktoren und Artverbreitung (ELITH et al. 2008) manifestierten sich je nach Baumart in jeweils unterschiedlichen Bereichen und können in den partiellen Abhängigkeitskurven (siehe Anhang 3) nachvollzogen werden. Die Ergebnisse wurden mit bestehenden Literaturangaben (DE AVILA et al. 2021) abgeglichen. Die besonders hohe Bedeutung der Spätfrostgefährdung für die Stabilität, besonders bei an höhere Temperaturen angepassten Baumarten, bestätigen frühere Studien (KOLLAS et al. 2014, LIU et al. 2018, VITASSE et al. 2018, ZOHNER et al. 2020). In unserer Studie sind die Ergebnisse der Temperatursaisonalität (Bioclim 4) in dieser Hinsicht zu interpretieren (KREYLING et al. 2012).

Einfache Klimahüllen

Der Ansatz der Klimahüllen verkörpert eine rasche, aber stark vereinfachte Darstellung, die der Komplexität eines tatsächlich eher multivariaten Systems mit simultanem Zusammenwirken mehrerer Einflussgrößen nicht gerecht wird (GÖTZE et al. 2002). In Ermangelung besserer Möglichkeiten war dieser Ansatz aber für die Baumarten mit Dokumentationsstand 3 in dieser Studie unumgänglich. Für

die klimatische Stabilität wichtige zusätzliche Größen wie z. B. die Spätfrostgefährdung (KOLLAS et al. 2014, ZOHNER et al. 2020) konnten hierbei nicht miteinbezogen werden. Das Ergebnis zeigt für die betroffenen Baumarten eine wenig differenzierte Darstellung, die nach Möglichkeit durch eine Erweiterung der verfügbaren Eingangsdaten verbessert werden sollte.

4.3 Abiotische Stabilität: Kombination bodenkundlicher und klimatischer Eignung

Artverbreitungsmodelle sind gut geeignet, um potentielle klimatische Ansprüche von Baumarten anhand von Vorkommen und Absenzen, verknüpft mit erklärenden Variablen auf großer Fläche zu identifizieren und unter sich ändernden Umweltbedingungen vorherzusagen (GUISAN et al. 2007, ELITH & LEATHWICK 2009, ELITH & LEATHWICK 2017). Der Detailgrad des räumlichen Bezugs ist dabei von der Auflösung der Eingangsdaten abhängig und in unserer Studie deshalb als eher grob zu bezeichnen (KARGER et al. 2017). Die Standortkartierung in BW ist ein sehr feingliedriges Verfahren, das kleinstandörtlich unterschiedliche Wuchsbedingungen im Gelände so detailliert wie möglich erfasst und darstellt (WALDNATURSCHUTZ 2015). Dieser hohe Detailgrad ist für die operative Waldbauplanung von großer Wichtigkeit, da bodenkundliche Merkmalsausprägungen im Gegensatz zu den klimatischen Verhältnissen auf kleiner Fläche stark variieren können. Bodendaten, die europaweit vorhanden sind (z. B. HENGL 2018, KOLB et al. 2018) und für Modellierungsansätze genutzt werden können, sind aufgrund von modellhaften Vereinfachungen, der im Vergleich groben Auflösung sowie damit verbundener geringer Korrelation zu den Standortdaten aus BW nicht für standortssensitive Bewertungen nutzbar (THURM & FALK 2019). Diese kleinstandörtlichen bodenkundlichen Variationen sind für Stabilitätsbewertungen und weitergehende Baumarteneignungen von sehr großer Wichtigkeit und bestimmen häufig, ungeachtet der klimatischen Eignung, das Vor- oder Nichtvorkommen einer Baumart an einer Standorteinheit (MELLERT et al. 2018, MELLERT et al. 2020b, MELLERT et al. 2021). In Artverbreitungsmodellen spielt der Boden gegenüber dem Klima jedoch häufig eine untergeordnete Rolle (BENNING et al. 2016, ALBRECHT et al. 2024), ist aber ein wichtiger Aspekt der Baumartenwahl (MELLERT et al. 2020b). Durch die getrennte Betrachtung von bodenkundlicher und klimatischer Eignung wurde es in unserer Studie möglich, die großflächigen Verbreitungspotenzialbetrachtungen der Artverbreitungsmodelle mit eher großklimatischem Signal durch das „bodenkundliche Entscheidungstableau“ mit seinem Bezug zu den kleinstandörtlichen Bodenbedingungen auf Basis der regional zonalen Standorteinheiten zu ergänzen (THURM & FALK 2019) und damit Skalendifferenzen dieser beiden Themenblöcke zu überwinden.

Bestehende Baumarteneignungsempfehlungen in BW bauen sowohl nach dem aktualistischen (WALDNATURSCHUTZ 2015) als auch dem erweiterten klimadynamischen Verfahren (ALBRECHT et al. 2019, BAUMBACH et al. 2024) auf bestehenden Erfahrungen mit der jeweiligen Baumart in der jeweils regionalen Einheit (ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG 2016) auf. Die Bewertung erfolgt anhand der Kriterien Konkurrenz, Leistung, Pflughigkeit sowie der biotischen und abiotischen Stabilität (ALDINGER & MICHIELS 1997). Für die bearbeiteten Baumarten fehlen jedoch bislang diese Erfahrungen bzw. sind nicht flächig vorhanden. Die hier vorgestellten

abiotischen Stabilitätsbeurteilungen wurden größtenteils aus statistischen Analysen und Literaturrecherchen abgeleitet und beziehen sich ausschließlich auf den Faktor der abiotischen Stabilität unter dem Einfluss von Boden und Klima, sind also im Vergleich mit bestehenden Baumarteneignungsempfehlungen von geringerer inhaltlicher Tiefe gekennzeichnet. Derzeit ist es für bislang in BW seltene Baumarten aufgrund der Datengrundlage und bislang fehlender klimadynamischer Modelle nicht möglich, Konkurrenzverhältnisse, Wachstumsleistungen, Pfleglichkeit und biotisches Schadgeschehen (KÖHL et al. 2024) unter veränderten Umweltbedingungen anhand von statistischen und Literaturauswertungen zuverlässig auf Ebene der Standortseinheiten zu bewerten. Diese Faktoren sind jedoch zentral für die Standortseignung einer Baumart. Abiotische Faktoren wie Boden und Klima können durch biotische Faktoren wie Pathogene und Konkurrenz überprägt werden, was trotz einer guten abiotischen Stabilitätsbeurteilung zu erhöhter Mortalität führen kann (DOLOS & MÄRKEL 2016). Die vorgestellten Ergebnisse der abiotischen Stabilitätsbeurteilung sollten daher für die praktische Anwendung durch die Betrachtung von baumartenspezifischen potentiellen biotischen Gefährdungen (siehe z. B.: DE AVILA et al. 2021) ergänzt sowie als Beurteilungsverfahren inhaltlich limitiert verstanden werden. Aktuelle waldbauliche Richtlinien (MLR-BW 2024a) können ein zur Erreichung der waldbaulichen Ziele angepasstes Waldmanagement zur Steuerung der Konkurrenzverhältnisse (RÖHRIG et al. 2020) aufzeigen.

Gewinner

Insgesamt 10 der untersuchten Baumarten zeigen in BW ein Zunehmen der abiotischen Stabilität in unterschiedlichem Ausmaß. Esskastanie und Elsbeere, die bislang eher auf eine kleine klimatische Nische in den wärmebegünstigten Flachlagen begrenzt waren, könnten im voranschreitenden Klimawandel ihr Potential stark erweitern. Zukünftig erschließen sie auch die Hochlagen bis ca. 1.350 m. KOCH et al. (2022) fanden für die Esskastanie eine vergleichbare Potentialentwicklung, die Potentialentwicklung der Elsbeere wird in den Hochlagen jedoch deutlich negativer eingestuft, was durch den unterschiedlichen Ansatz, Bodendaten einzubeziehen, begründet sein könnte. Die starke Zunahme des natürlichen Verbreitungspotentials der Flaumeiche in BW in unserer Studie entspricht den Ergebnissen einer Studie zu den arealgeographischen Potentialen natürlicher Vegetationstypen im Klimawandel (HINZE et al. 2023). Für die nordamerikanischen Baumarten Roteiche und Robinie wurden in ALBRECHT et al. (2024) – in Übereinstimmung mit den Ergebnissen unserer Studie – zunehmende Trends im südwestlichen Teil Deutschlands gefunden. Die Verschiebung der Arealbereiche, besonders von thermophilen Baumarten, in Richtung Norden wird auch durch andere Studien bestätigt (BAKKENES et al. 2002, HANEWINKEL et al. 2013, THURM et al. 2018). Dieser Effekt ist mit der Verschiebung in die kühleren Hochlagen in Baden-Württemberg vergleichbar und bestätigt die Trends der Ergebnisse.

Klimaindifferente Baumarten

Die Hainbuche zeigt im mittleren Zeitraum nach beiden Szenarien vor allem in den Hochlagen leichte Zugewinne an Flächen mit hoher abiotischer Stabilität, im späten Zeitraum sind nach RCP 4.5 weitere geringe Flächenzugewinne festzustellen. Nach dem Szenario RCP 8.5 im späten Zeitraum werden diese durch Verluste in den wärmebegünstigten

Flachlagen vor allem entlang der Rheinebene ausgeglichen. Dieses in der Gesamtbetrachtung über die Zeiträume und Szenarien in BW relativ stabile und wenig klimasensitive Potential wird durch die Befunde von KOCH et al. (2022) bestätigt. Kirsche, Spitzahorn und Sommerlinde zeigen eine noch breitere klimatische Amplitude. Für Hainbuche und Kirsche sind unsere Ergebnisse vergleichbar mit denen europaweiter Studien (METTE et al. 2021). Für Spitzahorn und Sommerlinde bestehen trotz ortsspezifischer leichter Verschiebungen zwischen den Klassen abiotische Stabilität „hoch“ und „mittel“ bzw. „(v)hoch“ und „(v)mittel“ über alle Szenarien und Zeitscheiben hinweg keine oder nur sehr geringe Potentialverschiebungen. Diese seltenen aber in BW heimischen Baumarten zeigen aufgrund ihrer geringen Sensibilität gegenüber Klimaveränderungen ein großes Potential. Unabhängig von der zukünftigen Klimaentwicklung in BW (WAGNER et al. 2013) zeigen diese Baumarten nach unseren Prognosen eine „Standortstreuung“ und könnten auch unter veränderten Klimabedingungen immer noch dort möglich sein, wo sie heute bereits möglich sind. Dies legt eine waldbauliche Förderung und Erhöhung der Anteile dieser Baumarten nahe. Vorhandene ortsspezifische Erfahrungen können genutzt werden, und die Potentialabschätzung ist in hohem Maße unabhängig von unterschiedlichen Klimawandel-Szenarien.

Verlierer

Baumarten mit sich stark reduzierender potentieller abiotischer Stabilität in BW sind Aspe, Sandbirke, Japanlärche und Küstentanne sowie in schwächer ausgeprägter Form auch Winterlinde. Nach dem Szenario RCP 8.5 im späten Zeitraum weisen Sandbirke, Japanlärche und Küstentanne keine Flächen mehr mit günstigen Bewertungen auf. Die Aspe, die im Referenzzeitraum fast keine Einschränkungen zeigt, verliert deutlich an Potential und zeigt nur noch in Teilen des Schwarzwaldes, der Schwäbischen Alb und im Nordosten Baden-Württembergs eine mittlere abiotische Stabilität. Die Winterlinde verliert ihr Potential in den Flachlagen im Zeitraum 2061–2080 nach RCP 8.5 fast vollständig, zeigt aber im Schwarzwald, auf der Schwäbischen Alb und in Teilen des südwestdeutschen Alpenvorlands noch vorhandenes Stabilitätspotential. Die Studie von KOCH et al. (2022) zeigt im Gegensatz eine deutlich positivere Potentialentwicklung für Birke auf. Dies könnte durch unterschiedliche Variablen zur Abbildung der Kontinentalität, die für den Modellfit verwendet wurden, begründet sein. Die Ergebnisse zu den nordamerikanischen Baumarten Küstentanne und Gelbkiefer zeigen im Vergleich zu ALBRECHT et al. (2024) gegenläufige Einschätzungen. Dies könnte am unterschiedlichen Bezugsraum für die bei der Modellbildung verwendeten Vorkommensdaten liegen: während in unserer Studie ausschließlich europäische Verbreitungsdaten verwendet wurden, waren es in der Studie von ALBRECHT et al. (2024) Verbreitungsdaten aus den nordamerikanischen Ursprungsgebieten. Hierdurch wurden mutmaßlich auch unterschiedliche klimatische und ökologische Ansprüche spezifiziert, was eine mögliche Erklärung für die Unterschiede zwischen diesen Studien darstellt (SCHÜLER & CHAKRABORTY 2021).

5 Fazit - Waldbauliche Konsequenzen

Mehrere Studien zeigen einen Rückgang der Eignung der aktuellen Hauptbaumarten auf (ALBRECHT et al. 2019, MEINING et al. 2020, KOCH et al. 2022). Dies verdeutlicht die Dringlichkeit des Waldumbaus und bietet Chancen für besser

an den Klimawandel angepasste Alternativ-Baumarten. Waldbauliche Ziele sollten dabei langfristig die sich durch den Klimawandel abzeichnende Standortsdrift und die damit verbundenen Veränderungen natürlicher Potentiale (HINZE et al. 2023) berücksichtigen. Damit verbundene potentielle Risiken sollten als Strategie der zielgerichteten Waldentwicklung weitestgehend vermieden bzw. reduziert werden (FORSTBW 2014, MLR-BW, 2024b). Eine standortsangepasste und auch unter vorhergesagten zukünftigen Klimabedingungen risikoarme Baumartenwahl mit hohen Mischungsanteilen (BRANG et al. 2008) sollte in diesem Sinne angestrebt werden. Hierfür können die Ergebnisse wertvolle und ortsspezifische Hinweise liefern. Bei einer zukünftig niedrigen abiotischen Stabilitätseinstufung für eine Baumart an einer Standorteinheit sollte eine risikoreduzierte Behandlung (BAUHUS 2022) angedacht, vorhandene Anteile reduziert und eine Förderung/Einbringung von potentiell stabileren Baumarten forciert werden. Baumarten, deren Risikoeinstufung sich in Zukunft hingegen verbessert, sollten erhalten, gefördert und gegebenenfalls aktiv eingebracht werden.

Literatur

- ALBRECHT, A., DE AVILA, A. (2018): Ein Vorschlag zur literaturbasierten Ermittlung möglicher Alternativbaumarten im Klimawandel am Beispiel der Artensteckbriefe in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* **189** (7-8): 129-143, doi: 10.23765/afjz0002025.
- ALBRECHT, A., HEINEN, H., KOCH, O., DE AVILA, A., HINZE, J. (2024): The Range Potential of North American Tree Species in Europe. *Forests* **15** (130): 1-23, doi: 10.3390/f15010130.
- ALBRECHT, A., MICHIELS, H.-G., KOHNLE, U. (2019): Baumarteneignung 2.0 und Vulnerabilitätskarten – Konzept und landesweite Hauptergebnisse. *FVA-Einblick* **23** (2): Freiburg: 9-14.
- ALDINGER, E., MICHIELS, H.-G. (1997): Baumarteneignung in der forstlichen Standortkartierung Baden-Württemberg. *AFZ-DerWald*: **5**: 234-238.
- ALLOUCHE, O., TSOAR, A., KADMON, R. (2006): Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of applied ecology* **43** (6): 1223-1232, doi: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer-Verlag, Berlin: 749 S.
- ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortaufnahme. 5. Aufl., IHW-Verlag, Eching bei München: 352 S.
- ARBEITSKREIS FÜR STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortaufnahme Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. IHW-Verlag, Eching bei München.
- AUGUSTO, L., BONNAUD, P., RANGER, J. (1998): Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management* **105** (1-3): 67-78.
- BAKKENES, M., ALKEMADE, J., IHLE, F., LEEMANS, R., LATOUR, J. (2002): Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global change biology* **8** (4): 390-407.
- BAUHUS, J. (2022): Die Anpassung der Wälder an den Klimawandel – eine waldbauwirtschaftliche Perspektive. *Natur und Landschaft* **97** (7): 318-324.
- BAUMBACH, L., KÜHL, N., FALK, W., FRISCHBIER, N., FRITZ, E., GEMBALLA, R., HAMKENS, H., REITER, P., SCHRÖDER, J., THURM, E.A., WELLER, A., ALBRECHT, A. (2024): Synopse von Bundesländerverfahren zur Beurteilung der forstlichen Baumarteneignung im Klimawandel. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* (22): 5-24.
- BENNING, R., PETZOLD, R., GAUER, J. (2016): Bodeninformationen in der Standortserkundung – Editorial. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*: (16): 5-6.
- BÖCKMANN, T., HANSEN, J., HAUSKELLER-BULLERJAHN, K., JENSEN, T., NAGEL, J., NAGEL, R.-V., OVERBECK, M., PAMPE, A., PETERIT-BITTER, A., SCHMIDT, M., SCHRÖDER, M., SCHULZ, C., SPELLMANN, H., STÜBER, V., SUTMÖLLER, J., WOLLBORN, P. (2019): Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. NW-FVA (Ed.) *Aus dem Walde – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen Band* (61): 170 S.
- BRANG, P., BUGMANN, H., BÜRGI, A., MÜHLETHALER, U., RIGLING, A., SCHWITTER, R. (2008): Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. Climate change as a challenge for silviculture. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **159** (10): 362-373, doi: 10.3188/szf.2008.0362.
- CHRISTENSEN, O., CHRISTENSEN, J. (2004): Intensification of extreme European summer precipitation in a warmer climate. *Global and Planetary Change*: **44**: 107-117, doi: 10.1016/j.gloplacha.2004.06.013.
- DE AVILA, A., HÄRING, B., RHEINBAY, B., BRÜCHERT, F., HIRSCH, M., ALBRECHT, A. (2021): Artensteckbriefe 2.0 – Alternative Baumarten im Klimawandel. *FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (FVA), Freiburg*: 246 S.
- DEDMAN, S., OFFICER, R., BROPHY, D., CLARKE, M., REID, D. (2017): Advanced Spatial Modeling to Inform Management of Data-Poor Juvenile and Adult Female Rays. *Fishes*: **2** (3): 12 S., doi: 10.3390/fishes2030012.
- DENGLER, A. (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage – Zweiter Band – Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. Paul Parey, Hamburg, Berlin: 314 S, doi: 10.1007/978-3-662-36622-6.
- DIEKMANN, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and applied ecology* **4** (6): 493-506, doi: 10.1078/1439-1791-00185..
- DOLOS, K., MÄRKEL, U. (2016): Modellierung der klimatischen Standorteignung forstlich relevanter Baumarten. *LUBW Klimopass-Berichte: Karlsruhe, Germany*: 77 S.
- ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., DUDÍK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HUIJMAN, R.J., HUETTMMANN, F., LEATHWICK, R.J., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., OVERTON, J., PETERSON, A.T., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERON, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29** (2): 129-151, doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.
- ELITH, J., LEATHWICK, J. (2017): Boosted Regression Trees for ecological modeling. R Documentation. Available online: <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/brt.pdf> (accessed on 12 June 2011).
- ELITH, J., LEATHWICK, J., HASTIE, T. (2008): A Working Guide to Boosted Regression Trees. *The Journal of animal ecology* **77** (4): 802-813, doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x.
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R. (2009): Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Ann. rev. of ecol., evolution, and systematics*: **40** (1): 677-698, doi: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. verbess. und erw. Aufl., Scripta Geobotanica **18**: 248 S.
- FEURDEAN, A., BHAGWAT, S.A., WILLIS, K.J., BIRKS, H.J.B., LISCHKE, H., HICKLER, T. (2013): Tree Migration-Rates: Narrowing the Gap between Inferred Post-Glacial Rates and Projected Rates. PLoS ONE **8** (8): 1-7, doi: 10.1371/journal.pone.0071797.
- FLECK, S., ALBERT, M., PLASIL, P., NAGEL, R., SUTMÖLLER, J., AHREND, B., SCHMIDT, M., EVERS, J., HANSEN, J., OVERBECK, M., SCHMIDT, W., SPELLMANN, H., MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2015): Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen: 221 S., doi: 10.17875/gup2015-892.
- FORSTBW (2014): Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen (Baden-Württemberg). In: Ministerium f. Ernähr., Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart: 116 S.
- FORSTER, M., FALK, W., REGER, B. (2019): Praxishilfe Klima-Boden-Baumartenwahl. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Freising: 109 S.
- FREHNER, M., BRANG, P., KAUFMANN, G., KÜCHLI, C. (2018): Standortkundliche Grundlagen für die Waldbewirtschaftung im Klimawandel. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL **66**: 49 S.
- GÖTZE, W., DEUTSCHMANN, C., LINK, H. (2002): Statistik: Lehr- und Übungsbuch mit Beispielen aus der Tourismus- und Verkehrswirtschaft. Oldenbourg Verlag, Oldenburg: 472 S., doi: 10.1524/9783486599619.
- GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E., ELITH, J., GRAHAM, C.H., PHILLIPS, S., PETERSON, A.T. (2007): What matters for predicting the occurrences of trees: Techniques, data, oder species characteristics? Ecological monographs **77** (4): 615-630. doi: 10.1890/06-1060.1.
- HANEWINKEL, M., CULLMANN, D., MICHIELS, H.-G. (2010a): Künftige Baumarteneignung für Fichte und Buche in Südwestdeutschland. AFZ - Der Wald **19**: 30-33.
- HANEWINKEL, M., CULLMANN, D.A., MICHIELS, H.-G., KÄNDLER, G., (2014): Converting probabilistic tree species range shift projections into meaningful classes for management. Journal of environmental management, **134**: 153-165, doi: 10.1016/j.jenvman.2014.01.010.
- HANEWINKEL, M., CULLMANN, D.A., SCHELHAAS, M.-J., NABUURS, G.-J., ZIMMERMANN, N.E. (2013): Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature climate change **3**: 203-207, doi: 10.1038/nclimate1687.
- HANEWINKEL, M., HUMMEL, S., CULLMANN, D.A. (2010b): Modeling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. For Ecol Manage **259** (4): 710-719. doi: 10.1016/j.foreco.2009.10.081.
- HENGL, T. (2018): Soil pH in H₂O at 6 standard depths (0, 10, 30, 60, 100 and 200 cm) at 250 m resolution [Data set], doi: 10.5281/zenodo.2525664.
- HIJMANS, R.J., PHILLIPS, S., LEATHWICK, J., ELITH, J., HIJMANS, M.R.J. (2017): Package 'dismo'. Circles **1**: 1-68.
- HINZE, J., ALBRECHT, A., MICHIELS, H.-G. (2023): Climate-Adapted Potential Vegetation – A European Multiclass Model Estimating the Future Potential of Natural Vegetation. Forests **14** (2): 239 S., doi: 10.3390/f14020239.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., LOBO, J.M., HORTAL, J. (2008): Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. Diversity and distributions **14** (6): 885-890, doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00496.x.
- KARGER, D.N., CONRAD, O., BOHNER, J., KAWOHL, T., KREFT, H., SORIA-AUZA, R.W., ZIMMERMANN, N.E., LINDER, H.P., KESSLER, M. (2017): Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Sci Data: **4**: 170122, doi: 10.1038/sdata.2017.122.
- KLEBER, A., REITER, P., MATTHES, U. (2022): Species profiles of complementary tree species in Rhineland-Palatinate. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz **89** (2): 69 S.
- KNUTTI, R., MASSON, D., GETTELMAN, A. (2013): Climate model genealogy: Generation CMIP5 and how we got there. Geophysical Research Letters **49** (6): 1194-1199, doi: 10.1002/grl.50256.
- KOCH, O., DE AVILA, A.L., HEINEN, H., ALBRECHT, A.T. (2022): Retreat of major European tree species distribution under climate change – minor natives to the rescue? Sustainability **14** (9): 773-783, doi: 10.3390/su14095213.
- KÖHL, M., GUTSCH, M., LASCH-BORN, P., MÜLLER, M., PLUGGE, D., REYER, C.P. (2024): Wald und Forstwirtschaft im Klimawandel. In: Klimawandel in Deutschland: Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Berlin Heidelberg Berlin, Heidelberg: 249-262, doi: 10.1007/978-3-662-66696-8.
- KOLB, E., MELLERT, K.-H., GÖTTLEIN, A. (2018): Nährstoffstatus naturnaher Böden in Europa. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz **18**: 5-13.
- KOLLAS, C., KÖRNER, C., RANDIN, C.F. (2014): Spring frost and growing season length co-control the cold range limits of broad-leaved trees. Journal of Biogeography **41** (4): 773-783, doi: 10.1111/jbi.12238.
- KREYLING, J., THIEL, D., SIMMNACHER, K., WILLNER, E., JENTSCH, A., BEIERKUHNEIN, C. (2012): Geographic origin and past climatic experience influence the response to late spring frost in four common grass species in central Europe. Ecography **35** (3): 268-275, doi: 10.1111/j.1600-0587.2011.07173.x.
- KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E. (1960). Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen. DLG Verlag Frankfurt am Main, Germany: 574 S., doi: 10.2134/agronj1962.00021962005400030033x.
- LANDIS, J. (1977): The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. Biometrics **33** (1): 159-174, doi: 10.2307/2529310.
- LEATHWICK, J., ELITH, J., FRANCIS, M., HASTIE, T., TAYLOR, P. (2006): Variation in demersal fish species richness in the oceans surrounding New Zealand: an analysis using boosted regression trees. Marine Ecology Progress **321**: 267-281, doi: 10.3354/meps321267.
- LIU, Q., PIAO, S., JANSSENS, I.A., FU, Y., PENG, S., LIAN, X., CIAIS, P., MYNENI, R.B., PEÑUELAS, J., WANG, T. (2018): Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. Nature communications **9** (1): 426 S., doi: 10.1038/s41467-017-02690-y.
- LUTZ, A.F., TER MAAT, H.W., BIEMANS, H., SHRESTHA, A.B., WESTER, P., IMMERZEEL, W.W. (2016): Selecting representative climate models for climate change impact studies: an advanced envelope-based selection approach. International Journal of Climatology **36** (12): 3988-4005, doi: 10.1002/joc.4608.
- MARINGER, J., STELZER, A.-S., PAUL, C., ALBRECHT, A.T. (2020): Ninety-five years of observed disturbance-based tree mortality modeled with climate-sensitive accelerated failure time models. European Journal of Forest Research **140** (1): 255-272, doi: 10.1007/s10342-020-01328-x.

- MAURI, A., STRONA, G., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., (2017): EU-Forrest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Sci Data* **4**: 160123, doi: 10.1038/sdata.2016.123.
- MEINING, S., PUHLHANN, H., HARTMANN, P., HALLAS, T., HOCH, R., AUGUSTIN, N., DELB, H., BURGER, M., GRÜNER, J., KAUTZ, M., WONSACK, D., WUSSLER, J., ADLER, P. (2020): Waldzustandsbericht 2020, Freiburg i. Br.: 58 S.
- MELLERT, K.-H., CANULLO, R., METTE, T., ZICHE, D., GÖTTLEIN, A. (2018): Die klimatische Trockengrenze häufiger Baumarten hängt vom Bodennährstoffstatus ab. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **169** (6): 323-331, doi: 10.3188/szf.2018.0323.
- MELLERT, K., FÄTH, J., FALK, W., WELLBROCK, N., GÖTTLEIN, A. (2020a): Die ökologische Basenamplitude von Baumarten in Deutschland. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*: **190** (7/8): 184-204, doi: 10.23765/afjz0002046.
- MELLERT, K. H., GÖTTLEIN, A., & WELLBROCK, N. (2020b): Die Bedeutung des Bodens für die Standortbindung von Baumarten in Deutschland. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* (19): 51-69 doi: 10.1371/journal.pone.0071797.
- MELLERT, K.H., WELLBROCK, N., GÖTTLEIN, A. (2021). pH-Wert-Messung als einfaches Hilfsmittel bei der Baumartenwahl. *AFZ-DerWald* **3**: 12-15.
- METTE, T., BRANDL, S., KÖLLING, C. (2021): Climate analogues for temperate european forests to raise silvicultural evidence using twin regions. *Sustainability* **13** (12): 6522, doi: 10.3390/su13126522..
- MLR-BW (2024a): Waldentwicklungstypen im Klimawandel (WET 2024) – Neue Wege in der Waldbewirtschaftung
- OTTO, H.-J., WAGNER, S., SCHÜLER, G., NOACK, M. (2020): Standortsansprüche der wichtigsten Waldbaumarten. A.K.-u.I.w.u.H.K., Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (BZL), Rainer Schretzmann (Ed.). Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR): S. 59.
- RIDGEWAY, G. AND GBM DEVELOPERS (2024): gbm: Generalized Boosted Regression Models, R package version 2.2.2, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>.
- RÖHRIG, E., BARTSCH, N., VON LÜPKE, B. (2020): Waldbau auf ökologischer Grundlage. 8 vollst. überarb. u. erw. Aufl, Stuttgart: 676 S., doi: 10.36198/9783838587547-1-11.
- SANDERSON, B.M., KNUTTI, R., CALDWELL, P. (2015): A representative democracy to reduce interdependency in a multimodel ensemble. *Journal of Climate* **28** (13): 5171-5194, doi: 10.1175/JCLI-D-14-00362.1.
- SCHÜLER, S., CHAKRABORTY, D. (2021): Limitierende Faktoren für den Douglasienanbau in Mitteleuropa im Klimawandel. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **172** (2): 84-93, doi: 10.3188/szf.2021.0084.
- SWETS, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* **240** (4857): 1285-1293, doi: 10.1126/science.3287615.
- TAEGER, S., KÖLLING, C. (2016): Standortinformationssystem BaSiS. *AFZ-DerWald* **4**: 10-13.
- TAYLOR, K.E., STOUFFER, R.J., MEEHL, G.A. (2012): An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American meteorological Society* **93** (4): 485-498, doi: 10.1175/BAMS-D-11-00094.1.
- TEAM, R.C. (2013): R: A language and environment for statistical computing. Team RDCVienna. Austria2006, doi: 10.1007/s10985-007-9065-x[18000755].
- THURM, E., FALK, W. (2019): Standortsansprüche seltener Baumarten. *AFZ-DerWald*: **15**: 32-35.
- THURM, E.A., HERNANDEZ, L., BALTENSWELER, A., AYAN, S., RASZTOVITS, E., BIELAK, K., ZLATANOV, T.M., HLADNIK, D., BALIC, B., FREUDENSCHUSS, A., BÜCHSENMEISTER, R., FALK, W. (2018): Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management*: **430**: 485-497, doi: 10.1016/j.foreco.2018.08.028..
- THURM, E.A., METTE, T., HUBER, G., UHL, E., FALK, W. (2017): Anbauempfehlungen – von der Forschung in die Fläche. *AFZ-DerWald* **22**: 19-23.
- VITASSE, Y., SCHNEIDER, L., RIXEN, C., CHRISTEN, D., REBETEZ, M. (2018): Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. *Agricultural and forest meteorology*: **248** (2): 60-69, doi: 10.1016/j.agrformet.2017.09.005.
- VOR, T., SPELLMANN, H., BOLTE, A., AMMER, C. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten – Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. , Göttinger Forstwissenschaften 7, Universitätsverlag Göttingen, Göttingen: 309 S.
- WAGNER, A., GERLINGER, K., CHOMOEVE, E., MAST, M., HÖPKER, K.-A., SCHULZ-ENGLER, D. (2013): Zukünftige Klimaentwicklung in Baden-Württemberg: Perspektiven aus regionalen Klimamodellen, Stuttgart: 162 S., URL: <https://orlis.difu.de/handle/difu/219907>
- WALDNATURSCHUTZ, F.-B.A. (2015): Verfahren der Standortkartierung in Baden-Württemberg (Stand 08/2015). Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt BW (Abteilung Waldnaturschutz, Freiburg: 12 S., URL: https://www.fva-bw.de/fileadmin/scripts/forschung/wns/stoka/docs/Standortkartierung_Ba_Wue_Beschreibung.pdf.
- WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K., VAUGHAN, D. (2023): dplyr: A Grammar of Data Manipulation, R package version 1.1.3, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.
- ZIRLEWAGEN, D. (2021): Aktualisierungen und Neuerstellungen von Regionalisierungen von Bodendaten im Rahmen des Notfallplans Wald gegen Baumschäden in Baden-Württemberg. Interra, Büro für Umweltmonitoring (Ed.), FVA-intern, unveröffentlicht.: 87 S.
- ZOHNER, C.M., MO, L., RENNER, S.S., SVENNING, J.C., VITASSE, Y., BENITO, B.M., ORDONEZ, A., BAUMGARTEN, F., BASTIN, J.F., SEBALD, V., REICH, P.B., LIANG, J., NABUURS, G.J., DE-MIGUEL, S., ALBERTI, G., ANTON-FERNANDEZ, C., BALAZY, R., BRANDLI, U.B., CHEN, H.Y.H., CHISHOLM, C., CIENCIALA, E., DAYANANDAN, S., FAYLE, T.M., FRIZZERA, L., GIANELLE, D., JAGODZINSKI, A.M., JAROSZEWICZ, B., JUCKER, T., KEPFER-ROJAS, S., KHAN, M.L., KIM, H.S., KORJUS, H., JOHANNSEN, V.K., LAARMANN, D., LANG, M., ZAWILA-NIEDZWIECKI, T., NIKLAUS, P.A., PAQUETTE, A., PRETZSCH, H., SAIKIA, P., SCHALL, P., SEBEN, V., SVOBODA, M., TIKHONOVA, E., VIANA, H., ZHANG, C., ZHAO, X., CROWTHER, T.W. (2020): Late-spring frost risk between 1959 and 2017 decreased in North America but increased in Europe and Asia. *Proc Natl Acad Sci U S A* **117** (22): 12192-12200, doi: 10.1073/pnas.1920816117.
- ZURELL, D., FRANKLIN, J., KÖNIG, C., BOUCHET, P.J., DORMANN, C.F., ELITH, J., FANDOS, G., FENG, X., GUILLERA-ARROITA, G., GUISAN, A., LAHOZ-MONFORT, J.J., LEITÃO, P.J., PARK, D.S., PETERSON, A.T., RAPACCIUOLO, G., SCHMATZ, D.R., SCHRÖDER, B., SERRA-DIAZ, J.M., THUILLER, W., YATES, K.L., ZIMMERMANN, N.E., MEROW, C. (2020): A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography* **43** (9): 1261-1277, doi: 10.1111/ecog.04960.

submitted: 24.03.2025

reviewed: 11.04.2025

accepted: 04.05.2025

Autorenanschrift:

korrespondieren Autor

Dr. Axel Albrecht
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-
Württemberg
Wonnhaldestr. 4
79100 Freiburg

E-Mail: axel.albrecht@Forst.bwl.de