

Reihe KLIMOPASS-Berichte

Projektnr.: 4500352478/23

# Modellierung der klimatischen Standorteignung forstlich relevanter Baumarten

von

K. Dolos, U. Märkel

Finanziert mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Klima und  
Energiewirtschaft Baden-Württemberg

März 2016

**KLIMOPASS**

**– Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden-Württemberg**



**Baden-Württemberg**

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT

<b>HERAUSGEBER</b>	LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe
<b>KONTAKT</b> <b>KLIMOPASS</b>	Dr. Kai Höpker, Daniel Schulz-Engler Referat Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel; Tel.:0721/56001465, <a href="mailto:klimopass@lubw.bwl.de">klimopass@lubw.bwl.de</a>
<b>FINANZIERUNG</b>	Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg - Programm Klimawandel und modellhafte Anpassung in Baden-Württemberg (KLIMOPASS)
<b>BEARBEITUNG UND VERANTWORTLICH FÜR DEN INHALT</b>	Dr. Klara Dolos, Ulrike Märkel Karlsruher Institut für Technologie (KIT) - Institut für Geographie und Geoökologie Reinhard-Baumeister-Platz 1, 76131 Karlsruhe
<b>BEZUG</b>	<a href="http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/">http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/</a> ID Umweltbeobachtung U82-W03-N19
<b>STAND</b>	März 2016, Internetausgabe Dezember 2016

Verantwortlich für den Inhalt sind die Autorinnen und Autoren. Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck für kommerzielle Zwecke - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>5</b>	
<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b>	<b>7</b>
1.1	Forstliche Standorteignung	8
1.2	Stand der Forschung und aktuelle Praxis	9
1.3	Herausforderungen der Modellierung	11
1.4	Projektziele	12
<b>2</b>	<b>METHODEN</b>	<b>14</b>
2.1	Datengrundlage	14
2.1.1	Bundeswaldinventuren	14
2.1.2	Klimadaten	15
2.1.3	Bodendaten	16
2.2	Artverbreitungsmodell	18
2.3	Wachstumsmodell	18
2.4	Modellierung des Risikos	19
2.4.1	Logistische Regression	20
2.4.2	Survival-Analyse	20
2.5	Variablenselektion	21
2.6	Kartendarstellung und Artantwortkurven	23
2.7	Validierung	24
2.8	Kombinierte Standorteignung	24
2.8.1	Summenindex	24
2.8.2	2D-Darstellung	25
2.9	Ableitung Schwerpunktregionen	25
<b>3</b>	<b>ERGEBNISSE</b>	<b>26</b>
3.1	Artantworten	27
3.1.1	Fichte	27
3.1.2	Buche	27
3.1.3	Weißtanne	28
3.1.4	Waldkiefer	28
3.1.5	Traubeneiche	29

3.1.6	Stieleiche	29
3.2	Räumliche Prognoseunsicherheit	29
3.3	Kombinierte Standorteignung	30
3.3.1	Aktuelle Standorteignung	30
3.3.2	Änderungen der Standorteignung unter Klimawandel	31
3.4	Schwerpunktregionen	32
<b>4</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>49</b>
4.1	Gewinner und Verlierer unter Klimawandel	49
4.1.1	Fichte	49
4.1.2	Buche	50
4.1.3	Weißtanne	50
4.1.4	Kiefer	51
4.1.5	Eiche	51
4.2	Prognoseunsicherheit	52
4.3	Modellierung des Risikos	53
4.4	Kombinierte Standorteignung	54
4.5	Schwerpunktregionen für Anpassungsmaßnahmen	54
<b>5</b>	<b>FAZIT</b>	<b>55</b>
<b>LITERATUR</b>		<b>57</b>
<b>ANHANG</b>		<b>61</b>

# Zusammenfassung

Da intakte Wälder einen hohen Stellenwert in Baden-Württemberg und Deutschland bezüglich ihrer wirtschaftlichen Nutzung, aber auch als Naherholungsgebiete und Naturreserve besitzen, ist es nötig, rechtzeitige Anpassungen an den Klimawandel vorzunehmen, um deren nachhaltige Nutzung erhalten zu können. Um geeignete Anpassungen vornehmen zu können, ist es notwendig, Prognosen bezüglich der zukünftigen Entwicklung des Klimas und damit der Entwicklung der Bestände zu erstellen. Viele forstliche Entscheidungen beruhen derzeit noch auf einem historisch gewachsenen Erfahrungsschatz, der zwar sehr umfangreich ist, jedoch vermutlich nicht ausreichend auf die zukünftig erwarteten Klimabedingungen anzuwenden ist. Es werden sich mit großer Wahrscheinlichkeit Kombinationen von Umweltfaktoren entwickeln, die so bisher noch nicht in Baden-Württemberg oder Deutschland anzutreffen waren. Deshalb gibt es viele Bemühungen, die zukünftige Standorteignung von Baumarten zu prognostizieren. Dafür wird teilweise auch die Modellierung eingesetzt.

Konkrete Standorteignungs- und Risikokarten, die bereits zum Einsatz kommen, beruhen aber meist ausschließlich auf der Verbreitung von Baumarten. Ob ein Baum für einen bestimmten Standort geeignet ist, kann jedoch von vielen Faktoren abhängen. Das Zusammenspiel demographischer Prozesse resultiert letztendlich darin, ob eine Baumart an einem Standort anzutreffen ist oder nicht, und, was ebenso wichtig erscheint, in welchem Zustand sich die Baumart befindet. Ob eine Baumart an einem Standort vorkommt, ist in Mitteleuropa zudem stark von Managementmaßnahmen überprägt und folgt daher oft nicht den natürlichen Verbreitungsmustern einer Art. Der Ansatz in dieser Studie verfolgt die Absicht, die Standorteignung aus der Kombination verschiedener demographischer Prozesse abzuleiten, um so ein umfassenderes Bild zu erhalten. Es wurden vier Projektziele formuliert: 1) Verbesserung der Einschätzung der Standorteignung, 2) Berücksichtigung der Aspekte Produktivität und Risiko bei der Einschätzung der Standorteignung, 3) Darstellung der Prognoseunsicherheit und 4) Identifikation von Schwerpunktregionen für Anpassungsmaßnahmen.

Mithilfe statistischer Modelle (GAMs) wurden Artverbreitung, Wachstum und auch Mortalität modelliert. Bei der Modellierung der Mortalität stellte sich heraus, dass der Datensatz der Bundeswaldinventur für diese Betrachtung nicht ausreichend ist. Die Artverbreitung und das Wachstum ließen sich dagegen mit ausreichender Güte modellieren. Eine Projektion in die Fläche ließ eine Kartendarstellung für die aktuellen Verhältnisse zu. Außerdem wurden Projektionen auf zukünftig erwartete Bedingungen vorgenommen (regionalisiertes Klimamodell mit Szenario RCP 8,5), die anschließend mit den Karten für die aktuellen Verhältnisse verglichen wurden. Um die Erkenntnisse zu einem Gesamtbild zu vereinen, wurden die Informationen über Verbreitung und Wachstum zu einer einzigen Karte pro Art zu einer „kombinierten Standorteignung“ verknüpft, die sowohl Veränderungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit als auch des Wachstums als Proxys für Risiko und Produktivität berücksichtigt.

Als besonders großer Verlierer wurde die Fichte ausgewiesen, was jedoch in Forstkreisen bereits seit längerer Zeit angenommen wurde. Positiv dagegen entwickeln sich die Bedingungen für Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche in Baden-Württemberg wie auch in Deutschland. Die Buche wird möglicherweise in Baden-Württemberg besser für den Klimawandel geeignet sein als in weiten Teilen Deutschlands. Die Entwicklung muss jedoch weiterhin beobachtet werden.

Eine Schwäche der von Modellen abgeleiteten Standorteignung kann eine hohe Prognoseunsicherheit darstellen. Ist diese zu hoch, können Prognosen nicht als Planungsunterstützung eingesetzt werden. Es wurde deutlich, dass die Prognoseunsicherheit im Raum deutlich variiert. Außerdem ist insbesondere bei Extrapolationen in einen teilweise neuen Klimaraum ein Anstieg der Unsicherheit zu berücksichtigen.

Trotz Unsicherheiten von Modellprognosen ist ihre Verwendung für die Entwicklung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel nützlich. Anhand der kombinierten Standorteignung und ihrer Entwicklung im Klimawandel wurde daher eine Karte für Regionen, für die in der Zukunft besonders starke Veränderungen erwartet werden unter Berücksichtigung der aktuellen Baumartenvorkommen erstellt. Anhand dieser Darstellungen ließen sich Regionen mit besonders starken Veränderungen identifizieren. Eine solche Karte kann der Identifikation von Regionen dienen, in denen im Hinblick auf den Klimawandel besonders schnell gehandelt werden muss, da sich dort die Verhältnisse stark verändern. Die in diesem Projekt erstellten Karten können als Beispiel für die Ableitung von Schwerpunktregionen dienen und müssen sicherlich im Dialog mit Forstpraktikern weiterentwickelt werden.

Die Ergebnisse können nur einen Hinweis darstellen und sollen das wertvolle Expertenwissen nicht ersetzen, sondern ergänzen. Es muss auch immer mit unvorhersehbaren Ereignissen, z. B. mit neuen eingeschleppten Schaderregern, gerechnet werden. Diese können auch Baumarten befallen, die laut der Prognosen gut für das zukünftige Klima geeignet sein werden. Daher sind allgemein nützliche Vorgehensweisen zur Risikostreuung und -milderung wie die Mischung von Baumarten und eine Verkürzung der Umtriebszeit generell sinnvoll.

# 1 Einleitung

Die Forstwirtschaft hat einen wichtigen Stellenwert in ganz Deutschland, da sie vielen Menschen Arbeit und Einkommen bietet. Durch Einschlag und Verkauf von Holz werden beachtliche Beträge umgesetzt (z. B. im Jahr 2010: 4,1 Mrd. €, BMEL 2012). Die weitere Nutzung und Weiterverarbeitung von Holz ist ebenfalls ein wichtiger Wirtschaftsfaktor in Deutschland (Umsatz der deutschen Holzwirtschaft 2011: 89,1 Mrd. €, BMEL 2012). Auch in Baden-Württemberg zählt die Forstwirtschaft zu den wichtigen Wirtschaftszweigen: Das Bundesland ist zu fast 40 % bewaldet (MLR 2014). Mit einem Einschlag von 8.280.000 m<sup>3</sup> (ohne Rinde) hält Baden-Württemberg einen Anteil von über 15 % am gesamten Einschlag der Bundesrepublik (BMEL 2015). Durch diese starke Nutzung der Wälder in den vergangenen Jahrhunderten ist die Verbreitung von Wäldern, ihre Artenzusammensetzung und Altersstruktur stark anthropogen überprägt (McGrath et al. 2015).

Eine nachhaltige und multifunktionale Bewirtschaftung von Waldgebieten, die wirtschaftlichen, ökologischen und gesellschaftlichen Ansprüchen gerecht wird, ist ein komplexes Themenfeld, mit welchem sich Entscheidungsträger sowie öffentliche und private Waldbesitzer auseinandersetzen müssen. Eine zentrale Rolle in der Bewirtschaftung und dem Management von Wäldern spielt dabei die Wahl geeigneter Baumarten, die in der Lage sind, die Nutzungs-, Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes gleichermaßen zu bedienen. Die Wahl der Baumarten ist neben wirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Gesichtspunkten stark von den jeweiligen ökologischen Standortbedingungen abhängig, da der Anbau von nicht standortgerechten Baumarten erhöhte biotische und abiotische Risiken mit sich bringt.

Die waldbaulichen Strategien und Bewertung der Standorteignung für Arten haben sich in den letzten Jahrzehnten verändert und folgen heute dem Leitbild der natürlichen Artenzusammensetzung. Eine Strategie ist der Anbau von Mischbeständen, um das Risiko von Ertragsausfällen nach dem Portfolio-Prinzip zu mindern (Markowitz 1952; Hildebrandt and Knoke 2011). Zusätzlich zeigt sich in aktuellen Studien ein positiver Effekt auf die Produktivität (Pretzsch et al. 2010). Da Mischbestände aufgrund ihrer Risikostreuung auf verschiedene Baumarten durchweg positiver bewertet werden als Reinbestände, haben diese in den letzten Jahrzehnten beständig an Fläche zugenommen (Treutlein 2014). Vor allem Fichtenreinbestände werden aufgrund ihrer Anfälligkeit für Windwurf und Borkenkäfer in der Regel nicht mehr gefördert. Diese Vorgehensweise deckt sich mit dem Nachhaltigkeitsmanagement für den Baden-Württembergischen Staatswald und wird auch allen anderen Waldbewirtschaftern empfohlen und kommuniziert (MLR 2014). Die Entwicklung innerhalb der letzten 30 Jahre zeigt, dass Buche, Tanne, Eiche und sonstige Laubbaumarten die Fichte im Staatswald bereits in weiten Teilen Baden-Württembergs ersetzt haben. Es wird vor allem auf natürliche Verjüngung gesetzt, durch die sich eine naturnahe, standortgerechte Artenzusammensetzung entwickeln soll. In den letzten Jahren hat sich der Anteil an naturnahen Waldflächen im Staatswald erhöht und liegt momentan bei über 50 %, die natürliche Verjüngung liegt bei ca. 70 % (MLR 2014).

Durch die in der Forstwirtschaft sehr langen Planungszeiträume sind Klimaveränderungen, die für die kommenden Jahrzehnte erwartet werden, bereits heute planungsrelevant. Da Naturverjüngung vom aktuellen Klima beeinflusst wird und dadurch eine Anpassung an den Klimawandel nur im Sinne einer Diversifizierung, jedoch nicht in Form einer Vorwegnahme des Artenwechsels möglich ist, stehen Forstpraktiker vor der Herausforderung einzuschätzen, welche Baumarten in Zukunft geeignet sein werden, und diese gezielt zu fördern. Aus diesem Zusammenhang ergibt sich ein Informationsbedarf der Forstpraktiker bezüglich der zukünftigen

Standorteignung von Baumarten. Zur Verbesserung der Standortmodellierung und der Prognosen als Basis für Anpassungsstrategien an den Klimawandel trägt diese Studie bei.

## 1.1 FORSTLICHE STANDORTEIGNUNG

„Man spricht von standortsgerecht (Synonym: standortsgemäß), wenn die ökologischen Ansprüche mit den erfassten Standortseigenschaften (Umweltbedingungen) übereinstimmen, wenn der Baum oder Baumbestand vital und bei angemessener Pflege ausreichend stabil ist und wenn er keine nachteiligen Einflüsse auf den Standort hat“ (Arbeitskreis Standortkartierung 2003, S. 199).

Welche Baumarten für einen bestimmten Wuchsort unter forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten geeignet sind, richtet sich traditionell nach den Wuchsbedingungen und der Gefährdung durch z. B. Windwurf. Die Standorteignung kann daher, analog zu anderen Wirtschaftszweigen, in zwei wesentliche Aspekte gegliedert werden: Produktivität und Risiko (Abb. 1). Zusätzlich haben in der modernen Forstwirtschaft Nachhaltigkeit und der Schutz von Natur und Biodiversität große Bedeutung.

Heute ist die forstliche Standortkartierung von großer Bedeutung für die Bewertung der Standorteignung (Arbeitskreis Standortkartierung 2003). Sie erfasst die abiotischen Standortbedingungen eines Waldstandorts hinsichtlich Klima, Wasser- und Nährstoffversorgung sowie zusätzlich Störungen, wie z. B. Windwurfgefahr. Auf Basis dieser Informationen werden mittels einer Klassifizierung eine baumarten-spezifische Standorteignung und entsprechende Handlungsempfehlungen abgeleitet. Diese räumlich detaillierte Einschätzung der Standorteignung beruht stark auf Erfahrungswissen von Experten und Forstpraktikern, dem Vorkommen von Zeigerpflanzen sowie teilweise auf mathematischen Zusammenhängen zwischen abiotischen Standorteigenschaften und Ansprüchen der Baumarten. Dies ist ein praxisnaher und sehr nützlicher Ansatz.

Für die Entwicklung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel muss der Ansatz der forstlichen Standortkartierung jedoch ergänzt und bestehende Ansätze weiterentwickelt werden, da Prognosen zur zukünftigen Standorteignung unter verändertem Klima für das heutige Management herangezogen werden sollten. Solche Prognosen können auf vielfältige Weise gemacht werden. Es können informell vom Forstpraktiker vor Ort aus Erfahrungen und Beobachtungen aktueller Trends Annahmen zur Entwicklung der Standorteignung in den nächsten Dekaden gemacht werden. Ein anderer Ansatz sind weitläufig verwendete Artverbreitungsmodelle und Klimahüllen, die eine Aussage zur Lage eines spezifischen Wuchsorts innerhalb der realisierten Umwelt-nische der Baumarten machen (Kölling 2009a; Falk and Mellert 2011; Falk et al. 2013; Hanewinkel et al. 2014). Solche Modellprognosen basieren auf formalisierten ökologischen und statistischen Annahmen und können durch großräumig erhobene Datensätze gestützt werden. Neben der Zielgröße des Vorkommens einer Baumart können weitere Proxys der Standorteignung verwendet werden, z. B. Ertrag in Form von Ertragstafeln, Bonität bzw. site index, radialer Baumzuwachs, Höhenwachstum sowie die relative Häufigkeit einer Art gegenüber einer anderen (Nothdurft et al. 2012; Brandl et al. 2014; Dolos et al. 2015).

Für die Abschätzung von Klimafolgen für Wald und Forst ist es relevant, welche Methodik angewendet wird. Eine Handlungsempfehlung auf Basis von Artverbreitung oder Klimahülle kann sich deutlich von einer, die als Proxy den Zuwachs (Bonität, radialer Zuwachs, jährlicher Höhenzuwachs) beruht, unterscheiden (Thuiller et al. 2014; Dolos et al. 2015). Dies liegt daran, dass das Vorkommen einer Baumart durch eine Vielzahl komplex interagierender Prozesse beeinflusst wird. Das Baumwachstum ist nur einer davon; Ausbreitung, Etablierung und Mortalität sind genauso wichtige Prozesse. Diese werden zum einen von abiotischen Faktoren

wie dem Klima, Extremereignissen und Störungen bestimmt. Zum anderen werden sie durch biotische Interaktionen, vor allem durch Konkurrenz und Pathogene, überprägt. So haben höhere Temperaturen – sofern nicht andere Faktoren limitierend sind, eher positive Auswirkungen auf den Biomassezuwachs der Ökosysteme. Sie können jedoch gleichzeitig mit größeren Schädigungen durch Dürreperioden oder verstärktem Insektenfraß einhergehen, die den Bestand schädigen und zu einer Erhöhung der Mortalität führen. Das Zusammenspiel aller demographischer Prozesse bestimmt schließlich, ob eine Art vorkommt (Schurr et al. 2012; Thuiller et al. 2014). Bewertungen der Veränderung der forstlichen Standorteignung im Klimawandel basierend auf der Artverbreitung einerseits und dem Wachstum andererseits können daher zu gegensätzlichen Ergebnissen kommen.

Die genannten Proxys der Standorteignung betonen dabei verschiedene Aspekte der Standorteignung (Abb. 1). Dies kann gezielt genutzt werden, indem verschiedene Proxys ausgewählt und bei der Bewertung einbezogen werden. Produktivität und Prognosen unter Klimawandel können basierend auf dem Baumwachstum (radialer und vertikaler Zuwachs, Bonität) modelliert werden. Das Risiko wird durch die natürliche Mortalität angenähert (Nothdurft 2013; Ruiz-Benito et al. 2013). Es können auch Karten zum Windwurfisiko und artspezifischen Pathogenen erstellt werden, die die Mortalität beeinflussen (Neuner et al. 2015). Die Artverbreitung wird ebenfalls vor allem als Hinweis auf das Risiko verwendet. Die gezielte und formalisierte Einbeziehung der beiden Aspekte Produktivität und Risiko in die Standorteignung ermöglicht es, das Management und Entscheidungen zur Baumartenwahl gemäß der individuellen Risikofreudigkeit anzupassen.

## 1.2 STAND DER FORSCHUNG UND AKTUELLE PRAXIS

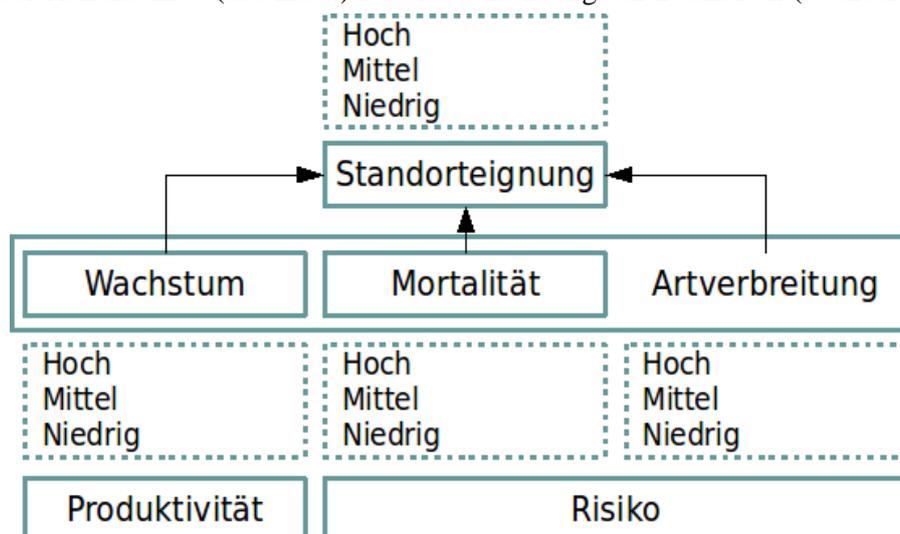
Aktuell orientieren sich Forstexperten bei der Einschätzung der Standorteignung unter anderem an Klimahüllen (Kölling 2007a), um den zukünftig erwarteten Klimawandel mit in die Baumartenwahl einzubeziehen. Um die Klimahüllen in Entscheidungen einfließen lassen zu können, sind Abschätzungen über den zukünftigen Verlauf des Klimas an den betreffenden Standorten nötig. Dazu werden Veränderungen dieser Standorte bezüglich ihrer Trophie, ihrer Temperatur und ihres Wasserhaushaltes mithilfe von Standortskartierung (Vegetation und/oder Bodenparameter) oder bestehenden Messnetzen erhoben und für die Zukunft abgeschätzt (Reif et al. 2010).

Die in Bayern zur Baumartenwahl angewandten Anbauriskokarten basieren auf der aktuellen Verbreitung von Baumarten (Kölling 2007a; Falk et al. 2013). Zur Bestimmung des Anbauriskos wurden tatsächliche Bestandsdaten aus der deutschen Bundeswaldinventur und der europäischen Kronenzustandserhebung (ICP Forests Level I Datensatz) herangezogen. Die menschliche Überprägung der Bestände sollte dabei durch das ermittelte Anbaupotenzial aus potenzieller natürlicher Vegetation (Bohn et al. 2003) und Expertenwissen ausgeglichen werden. Durch die Verwendung solcher Rekonstruktionen wurde versucht, den starken anthropogenen Einfluss innerhalb der heutigen Waldgesellschaften beim Erstellen von Klimahüllen zu reduzieren (Kölling 2007a). Mit Klima- und Bodendaten wurden anschließend Artverbreitungsmodelle für Europa und höher aufgelöst auch für Bayern berechnet. Diese wurden im Anschluss gewichtet und verrechnet und in zukünftig erwartete Klimabedingungen (WETTREG, B1-Szenario) projiziert. Es wurde eine Korrektur anhand von Überprüfung im Feld (v. a. Bodeneigenschaften) und Expertenmeinungen vorgenommen. Bei der Bestimmung des Risikos wurde angenommen, dass das prognostizierte Vorkommen einer Baumart direkt negativ zu ihrem Anbaurisiko korreliert ist.

Das Konzept der Klimahüllen wird jedoch aufgrund seiner Simplizität als wenig wirklichkeitsgetreu kritisiert (Bolte et al. 2008). Es wird z. B. bezweifelt, dass das Vorkommen einer Baumart in einer bestimmten Waldgesellschaft mit deren Vitalität unter geänderten klimatischen Bedingungen gleichzusetzen ist. Dies erscheint besonders relevant, da die heutige Waldbaumartverbreitung sehr stark anthropogen überprägt ist und somit keinen natürlichen und dynamisch optimierten Zustand darstellt (Levers et al. 2014). Eine Einbeziehung der anhand von naturnahen Vegetationsbeständen rekonstruierten potenziellen natürlichen Vegetation Europas (Bohn et al. 2003) ist ein Lösungsansatz, bei dem jedoch auf die Gültigkeit vieler Annahmen vertraut werden muss. Und, auch wenn somit Klimahüllen weniger von menschlichem Wirken beeinflusst sind, ist die Karte der potenziellen natürlichen Vegetation Europas trotzdem statisch und zeigt lediglich eine Momentaufnahme, die in dieser Form wenig Rückschlüsse auf die Verbreitung der Arten unter geänderten Bedingungen zulässt. Zukünftige Veränderungen werden erwartet, da sich die klimatischen Bedingungen verändern und ganz neue Kombinationen von Klima, Boden und Arten mit ihren biotischen Interaktionen entstehen (Reif and Walentowski 2008).

Die resultierenden Anbaurisikokarten werden in Bayern durch die Forstverwaltung verbreitet, die neben fachlicher Beratung auch Schulungen zur Benutzung und Interpretation der Karten anbietet. Die Modelle und damit die Karten sind zum Teil noch mit großen Unsicherheiten behaftet und werden daher laufend aktualisiert und verbessert (Kölling et al. 2010). Dieses moderne, in Bayern zur Verfügung stehende Hilfsmittel ragt im internationalen Vergleich heraus (Treutlein 2014). Dies ist besonders hervorzuheben, da deutschlandweit in der Regel keine konkreten, klimaspezifischen Waldbaukonzepte an Waldbesitzer vermittelt werden, sondern lediglich auf die Auswirkungen des Klimawandels auf Wirtschaftswälder und die möglichen Anpassungsstrategien hingewiesen wird (Reif et al. 2010).

In Baden-Württemberg wird ein umfangreiches Beratungskonzept angestrebt – die Entwicklungen von Methoden zur Dynamisierung der Baumarteneignungsbeurteilung und eines Entscheidungsunterstützungssystems befinden sich momentan noch in der Anfangsphase (UM 2015). Es bestehen Modelle und Kartenprognosen der Änderung der Höhenbonität (site index) für die sechs häufigsten Baumarten (Nothdurft et al. 2012). Im



**Abbildung 1:** Die klimatische Standorteignung kann aus dem Artvorkommen, aber auch aus demographischen Prozessen, abgeleitet werden. Dabei dient ein klimaabhängiges Wachstumsmodell als Proxy für Produktivität, ein Mortalitätsmodell als Proxy für das Risiko. Die Artverbreitung spiegelt das Zusammenspiel aller demographischer Prozesse, einschließlich der Etablierung, wider.

Projekt „Auswirkungen des Klimawandels auf die Wälder Baden-Württembergs“ (2007–2010, FVA-BW) wurden ebenfalls Baumarteneignungskarten entwickelt, die als Grundlage für die Entwicklung von Anpassungsstrategien dienen. Diese liegen in sehr feiner, planungsrelevanter räumlicher Auflösung vor. Eine Weiterentwicklung bei der Verwendung von Artverbreitungsmodellen für die Ableitung der Standorteignung publizierten Hanewinkel et al. (2014). Für die Baumarten Fichte, Buche, Traubeneiche und Tanne wurden auf Basis europäischer Daten Artverbreitungsmodelle berechnet und die Vorkommenswahrscheinlichkeiten in vier Klassen des klimabedingten Risikos eingeteilt. Anhand dieser Modelle und Expertenwissen wurden Baumarteneignungskarten für Baden-Württemberg für 2050 mit B2-Szenario erstellt. Aktuell werden an der FVA-BW im Projekt „Baumarteneignung und Vulnerabilitäten unter Klimawandel“ (2016–2018) Standorteignungskarten um die Komponenten Wachstum, Risiken, Konkurrenz, Wasserstress etc. ergänzt.

### 1.3 HERAUSFORDERUNGEN DER MODELLIERUNG

Der Klimawandel hat es erforderlich gemacht, Prognosen der Standorteignung zu machen. Für diese Aufgabe prädestiniert sind formalisierte, numerische, datenbasierte Modelle. Verwendung finden hier die prozessorientierte Modellierung (z. B. SILVA, LandClim, ForClim) (Mette et al. 2009; Maxime and Hendrik 2011; Mette et al. 2013) und statistische Modelle (Regressionen im weiteren Sinne), von denen bereits einige Beispiele genannt wurden. Diese Modelle werden anhand von Daten und Kenntnissen der Ökologie der Arten parametrisiert. Anhand der parametrisierten Modelle werden die aktuelle und zukünftige Standorteignung berechnet und Handlungsempfehlungen abgeleitet. Ein wichtiger Punkt ist dabei die Vertrauenswürdigkeit der Modelle. Es ist notwendig, dass modellbasierte Handlungsempfehlungen von den Entscheidungsträgern und Forstpraktikern verstanden und akzeptiert werden. Dazu ist es notwendig, die Vertrauenswürdigkeit der gemachten Prognosen abzuschätzen. Im Fokus der Modellierung muss daher neben der räumlich expliziten Prognose der Standorteignung auch die Prognoseunsicherheit stehen.

Prognoseunsicherheit wird durch verschiedene Quellen verursacht. Zum einen bringen Klimaszenarien, die als Treiber in die Modelle eingehen, Unsicherheit mit. Es ist in der Regel nicht praktikabel diese vollständig mitzunehmen. Sie kann ansatzweise durch eine Ensemble-Modellierung (Verwendung verschiedener GCMs und Downscaling-Methoden, verschiedene sozio-politische Szenarien) und die Verwendung verschiedener Realisierungen desselben Klimamodells quantifiziert werden. Die zweite wichtige Quelle von Unschärfe liegt in den verwendeten Walddaten. Diese weisen im Falle von Waldbeständen natürlicherweise eine große Variabilität auf, die zusätzlich von Messfehlern überlagert wird. Die dritte Quelle sind nicht-analoge Klimate (Fitzpatrick and Hargrove 2009). Diese erfordern eine Extrapolation der Modelle. Im Umweltraum außerhalb der zum Parametrisieren verwendeten Daten sind Prognosen leider generell unsicher.

Die Prognoseunsicherheit aufgrund der Datenlage kann auf verschiedene Weise verringert werden. Prognosen auf Basis der aktuellen Verbreitung der Baumarten werden kontinuierlich durch die Erweiterung der Datengrundlage sowie Weiterentwicklung der Methodik verbessert (Araújo and Luoto 2007; Benito Garzon et al. 2011; Dolos et al. 2015). Es ist sinnvoll, einen möglichst großen Datensatz zu verwenden. Je größer das Gebiet und damit die Klimavariabilität bei der Modellanpassung ist, desto stärker werden in der Regel Zusammenhänge zwischen Ziel- und Umweltvariablen und desto weniger werden nicht-analoge Klimate in Modellprognosen auftreten. Eine Modellierung auf großer Skala hat jedoch den Nachteil, dass die kleinräumige Genauigkeit und Spezifika der Umweltdaten, z. B. der Bodeneigenschaften, durch die meist gröbere Auflösung abnimmt.

Ein weiteres Problem bei der Ableitung der Standorteignung ist die starke silvikulturelle Prägung der Wälder. Die aktuelle Verbreitung der Baumarten in Deutschland ist anthropogen bestimmt. Welchen Baumarten der Vorzug gegeben wird, hängt neben der Einschätzung ihrer Standorteignung auch von Markterfordernissen ab. Durch Management ist es möglich, Baumarten auch außerhalb ihres natürlichen Optimums anzupflanzen und ihnen sogar zur Dominanz zu verhelfen. In Baden-Württemberg ist der Schwarzwald ein gutes Beispiel dafür. Dieser war zu früheren Zeiten von vermutlich natürlichen Buchen-Tannen- und Tannenwäldern geprägt, bis die Fichte großflächig angepflanzt wurde. Eine Einschätzung der Standorteignung aufgrund eines Artverbreitungsmodells überschätzt daher die natürliche Verbreitung der Fichte. Wird die anthropogen bestimmte Artverbreitung zur Ableitung der Standorteignung herangezogen, könnten heute überrepräsentierte Baumarten, wie die Fichte, überschätzt und zurückgedrängte Arten, wie die Tanne, unterschätzt werden.

Im Gegensatz zur Verbreitung ist der vom Klima abhängige Anteil des Wachstums dagegen kaum durch Management beeinflussbar (im Gegensatz zum vom Licht abhängigen Wachstum) und somit weitgehend frei von diesem Zirkelschluss. Die Mortalität stellt sich komplexer dar. Vor allem Mortalität aufgrund von Konkurrenz, also Beschattung, kann durch richtiges Management ausgeschaltet werden. Weniger von Management beeinflussbar ist Mortalität aufgrund von Störungen, z. B. Windwurf und Schädlingsbefall, und aufgrund klimatischer Extreme, z. B. Dürreperioden. Die Einbeziehung von Proxys der Standorteignung zusätzlich zur reinen Artverbreitung hat demnach nicht nur den Vorteil, dass Produktivität und Risiko explizit berücksichtigt werden, sondern hat auch das Potenzial, dabei zu helfen, einen Zirkelschluss zu lösen.

Die Berechnung von Modellen auf Basis der besten Datengrundlage und unter Berücksichtigung aller möglichen Faktoren und neuesten Tools nützt jedoch nichts, solange diese nicht praxistauglich sind. Dazu müssen sie neben einer hinreichenden Verlässlichkeit auch die erforderliche räumliche und zeitliche Skala aufweisen. In der Regel sind statistische Modelle auf Grundlage von Waldinventuren und dazu passender Umweltdaten räumlich nicht fein genug, um deren Prognosen direkt zu übernehmen. Es muss eine zusätzliche lokale Bewertung erfolgen. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Komplexität und Kommunikation der Modellergebnisse, die als Entscheidungsgrundlage dienen sollen. Die Ergebnisse müssen zielgruppengerecht aufbereitet werden, damit Investitionen in eine Verbesserung der Datengrundlage und in die Forschung tatsächlich in Wert gesetzt werden.

#### 1.4 PROJEKTZIELE

Ziel dieses Projektes war es, ausgehend vom aktuellen Stand der Forschung zu Klimafolgen für Wälder, an der Verbesserung der Modellierung der aktuellen Standorteignung und Bereitstellung von verlässlichen Prognosen für den Klimawandel mitzuwirken. Unser Ansatzpunkt war dabei die explizite Einbeziehung von Informationen zu Produktivität und Risiko in die Bewertung der Standorteignung durch die Modellierung verschiedener Zielgrößen (Abb. 1). Ein wesentliches Produkt des Projektes war die Ableitung einer kombinierten Standorteignung. Dies ermöglichte es, Schwerpunktregionen in Baden-Württemberg zu identifizieren, in denen starke Veränderungen der Standorteignung für aktuell vorkommende Arten erwartet werden. Nicht zuletzt wurde die Prognoseunsicherheit für die Modelle bestimmt und insbesondere die vorhandenen räumlichen Muster diskutiert. Eine Einbeziehung der räumlich differenzierten Prognoseunsicherheit in die Entwicklung von Anpassungsstrategien zusätzlich zu Prognosen der Standorteignung ist eine notwendige Weiterentwicklung.

Es können vier Projektziele formuliert werden:

1. Verbesserung der Einschätzung der Standorteignung,

2. Berücksichtigung der Aspekte Produktivität und Risiko bei der Einschätzung der Standorteignung,
3. Darstellung der Prognoseunsicherheit und
4. Identifikation von Schwerpunktregionen für Anpassungsmaßnahmen.

## 2 Methoden

Es wurden statistische Modelle für Artverbreitung, Wachstum und den Schwund für die Baumarten Fichte (*Picea abies*), Buche (*Fagus sylvatica*), Weißtanne (*Abies alba*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*), Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Stieleiche (*Quercus robur*) berechnet. Als erklärende Variablen wurden Klima und Boden berücksichtigt. Des Weiteren wurden die Bestandsgrundfläche als Eigenschaft eines Inventurpunktes sowie der Brusthöhendurchmesser (BHD) der Baumindividuen verwendet. Zwei mögliche Methoden der Kombination der Modellprognosen für diese unterschiedlichen Proxys der Standorteignung zur Verbesserung der Informationsgrundlage für die Entwicklung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel wurden entwickelt. Im Folgenden werden die Datengrundlage und die daraus abgeleiteten Variablen sowie die verschiedenen statistischen Modelle vorgestellt.

### 2.1 DATENGRUNDLAGE

#### 2.1.1 BUNDESWALDINVENTUREN

Es wurden die Daten der Bundeswaldinventuren (BWI) 1, 2 und 3 aus den Winkelzählproben mit Zählfaktor 4 verwendet (Dr. Heino Polley, Petra Hennig, Thünen-Institut, Tab. 1). Für die Artverbreitung wurden nur die BWI 2 und 3 verwendet, da diese das ganze Bundesgebiet abdecken, wohingegen die BWI 1 nur die alten Bundesländer umfasst (Abb. 2). Für Wachstum und Schwund standen jeweils zwei Zeitschritte zur Verfügung. Solche Wiederholungsmessungen müssen bei der Modellierung berücksichtigt werden. Die Größe der Datensätze unterschied sich für die sechs modellierten Arten. Am häufigsten war in Deutschland die Fichte, die in knapp der Hälfte der ca. 45.000 Traktecken vorkam (Tab. 1). Die wenigsten Datenpunkte gab es für die Weißtanne und die beiden Eichenarten, die nur in 7 % bzw. je 12 % der Traktecken vorkamen.

**Tabelle 1: Übersicht über die Anzahl der jeweils verwendeten Daten aufgeteilt nach Baumart, Modell und Aufnahmezeitpunkt bzw. -zeitraum. Der obere Wert gibt die Datenlage der ersten Inventurperiode und der untere die der zweiten an.**

Art	Datenpunkte Artverbreitung	Datenpunkte Wachstum	Datenpunkte Schwund
	Präsenzen/Absenzen BWI 2 BWI 3	BWI 1/2 BWI 2/3	Individuen gesamt/verschwunden BWI 1/2 BWI 2/3
Fichte <i>Picea abies</i>	20.103 / 28.308 20.246 / 29.273	53.289 79.835	97.665 / 44.069 126.762 / 44.458
Buche <i>Fagus sylvatica</i>	15.664 / 32.747 17.865 / 31.654	25.002 45.191	34.888 / 9.676 58.631 / 12.506
Weißtanne <i>Abies alba</i>	2.969 / 45.442 3.314 / 46.205	6.481 8.177	9.818 / 3.298 10.708 / 2.388
Waldkiefer <i>Pinus sylvestris</i>	14.402 / 34.009 14.914 / 34.605	21.490 55.445	31.642 / 9.871 76.198 / 19.232
Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	5.519 / 42.892 6.299 / 43.220	- 13.979	- 17.416 / 3.300
Stieleiche <i>Quercus robur</i>	5.021 / 43.390 5.874 / 43.645	- 10.654	- 13.577 / 2.761

Aus den Waldinventuren wurden verschiedene Größen abgeleitet, die als erklärende Variablen in die Wachstums- und Schwundmodelle eingingen. Um die Bestandsdichte berücksichtigen zu können, wurde die Bestandsgrundfläche unter Berücksichtigung der Hangneigung nach Gleichung 1 (Gl. 1) berechnet.

$$G = N \cdot k \cdot c \quad \text{Gl. 1}$$

k: Zählfaktor der Winkelzählprobe (4 m<sup>2</sup>/ha → 4)  
 N: Anzahl der Bäume eines Inventurpunkts  
 c: Neigungswinkelkorrekturfaktor (Gl. 2)

Der Neigungskorrekturfaktor c wurde nach Gleichung 2 berechnet.

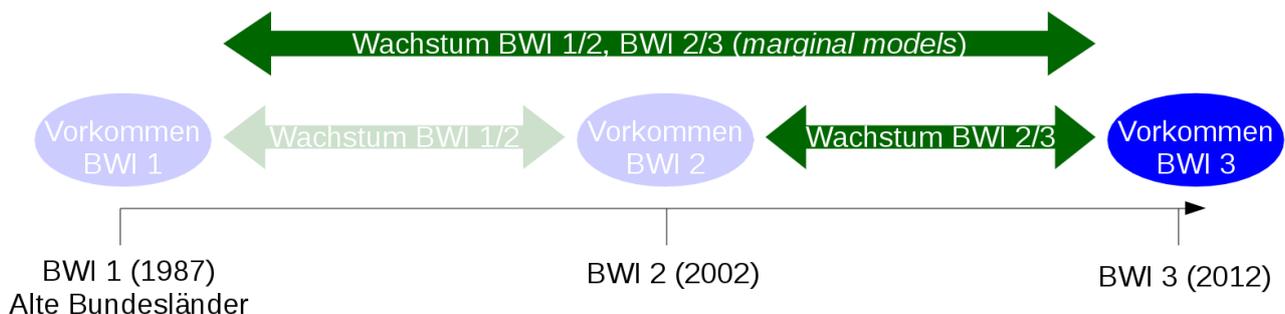
$$c = \frac{1}{\cos(\alpha)} \quad \text{Gl. 2}$$

α: Neigungswinkel  
 c: Neigungswinkelkorrekturfaktor

Zusätzlich wurde die Bestandsgrundfläche aller größeren Baumindividuen für jeden Baum individuell berechnet (Wykoff 1990). Sie ist die Summe der Basalflächen aller Bäume eines Inventurpunkts, die einen größeren BHD als das betreffende Baumindividuum aufweisen. Daher ist sie für das kleinste Individuum identisch mit der Bestandsgrundfläche und für das größte Individuum Null. Nach der Identifikation der größeren Bäume wird die Grundfläche analog zu obiger Formel berechnet.

### 2.1.2 KLIMADATEN

Als erklärende Variablen wurden in diesen Modellen Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Form von Raster mit einer Auflösung von 1×1 km<sup>2</sup> verwendet, aus denen 19 BioClim-Variablen berechnet wurden (siehe z. B. in der Funktion „biovars“ im R-Paket „dismo“, Hijmans et al. 2014). Die Daten des DWD wurden anhand einer größeren Anzahl von Wetterstationen berechnet als die WorldClim-Daten (Hijmans et al. 2005), die in z. B. (Dolos et al. 2015) verwendet wurden. Außerdem ist ihre zeitliche Auflösung von einem Monat besser für ökologische Studien geeignet. Dieser Datensatz ermöglichte es, anstatt der 30-jährigen Mittelwerte der WorldClim-Datenbank mit statischem Anfangs- und Endzeitpunkt, die tatsächlichen Bedingungen für den Zeitraum zwischen den einzelnen Inventurzeitpunkten zu berechnen. Für die Artverbreitung wurden die 19 BioClim-Variablen für die Zweiträume 1961–1990 zur Modellierung auf Basis der BWI 2 und 1971–2000 zur Modellierung auf Basis der BWI 3 berechnet. Für die Artverbreitung wurden in die Vergangenheit versetzte 30-jährige Mittelwerte verwendet, um die Bedingungen bei und nach der Etablierung der in der BWI



**Abbildung 2: Schematischer Daten-Zeitstrahl für die Aufnahmezeitpunkte der Daten für die bisher durchgeführten Bundeswaldinventuren inkl. deren Verwendung in der vorliegenden Studie. Eine dunkle Farbgebung bedeutet, dass diese Daten in die Endprodukte eingeflossen sind.**

ab Winkelzählfaktor 4 aufgenommenen Baumindividuen zu erfassen. Für Wachstum (und den Schwund) wurden die Zeiträume 1984–2002 für das Wachstum zwischen BWI 1 und BWI 2 und 1998–2014 für das Wachstum zwischen der BWI 2 und BWI 3 verwendet. In die Berechnung geht also der tatsächliche Zeitraum zwischen den Messwiederholungen ein (Abb. 2). Dabei wurden die jeweils erste und letzte Messung der Inventuren verwendet: BWI 1: 1986–1989, BWI 2: 2000–2002, BWI 3: 2011–2014. Eine Erweiterung des Zeitraumes für das Wachstum um zwei Jahre in die Vergangenheit soll die verzögerte Wachstumsreaktion der Bäume berücksichtigen (vgl. Babst et al. 2012).

Für die Projektion in verschiedene Klimaszenarien wurden Daten in einer ähnlichen räumlichen und vor allem auch zeitlichen Auflösung benötigt. Dafür wurden regionalisierte Klimamodelle herangezogen, die in einer monatlichen Auflösung als Zeitreihe zur Verfügung standen (Tab. 2). (Sedlmeier and Schädler 2015) stellten ein Ensemble aus acht Mitgliedern aus jeweils 30 Jahreszeiträumen von 2021 bis 2050 für das pessimistische Szenario RCP 8,5 zur Verfügung (Sedlmeier et al. 2016). Die Daten waren bias-korrigiert und enthielten Niederschlagssummen und Temperaturmittelwerte. Die räumliche Auflösung betrug  $7 \times 7 \text{ km}^2$  und war somit etwas gröber als die unserer Modelle. Die acht Ensemble-Mitglieder wurden für unterschiedliche Bedingungen mit dem Regionalmodell COSMO-CLM erstellt. Die unterschiedlichen Bedingungen stammen z. B. von verschiedenen globalen Antrieben durch verschiedene GCMs. Deshalb werden die Ensemble-Mitglieder im Folgenden vereinfachend als GCMs bezeichnet, obwohl diese Bezeichnung streng genommen nicht korrekt ist. Zum Vergleich der Ergebnisse und zur Abschätzung des durch Unterschiede in der räumlichen Auflösung entstandenen Fehlers wurden zusätzlich Projektionen in zwei Klimaszenarien (RCP 8,5 und das optimistische RCP 2,6) desselben GCMs (CNRM-CM5) der WorldClim-Datenbank vorgenommen, die jedoch ausschließlich 20-jährige Mittelwerte anbietet.

Die WorldClim-Daten sind zwar höher aufgelöst ( $1 \times 1 \text{ km}^2$ ), jedoch liegen ihnen nicht mehr Messdaten zugrunde. Außerdem wurden sie nicht speziell für das Untersuchungsgebiet regionalisiert und beruhen ausschließlich auf Globalmodellen. Diese Studie konzentrierte sich auf die Mitte des Jahrhunderts als Zeithorizont der Klimaprognosen, was sich mit der Empfehlung bezüglich der Erarbeitung langfristiger Baumartenempfehlungen deckt (Profft and Frischbier 2008). Zudem sind Klimaprognosen, wie alle Prognosen, erwartungsgemäß unsicherer, je weiter sie in der Zukunft liegen. Deshalb wurden keine noch weiter in der Zukunft liegenden Klimaprognosen berücksichtigt.

**Tabelle 2: Übersicht über die verwendeten Klimadaten. Bei monatlicher Auflösung war eine genaue Berechnung der zu den Baumdaten passenden Zeiträume möglich.**

Quelle	räumliche Auflösung	zeitliche Auflösung	abgedeckter Zeitraum	Klimaszenarien	Ensemble
DWD	$1 \times 1 \text{ km}^2$	monatlich	1961 – 2014	-	-
Sedlmeier und Schädler (2015)	$7 \times 7 \text{ km}^2$	monatlich	2021 – 2050	RCP 8,5	8 Mitglieder („GCMs“)
WorldClim	$1 \times 1 \text{ km}^2$	20-jähriger Mittelwert	2041 – 2060	RCP 8,5 RCP 2,6	-

### 2.1.3 BODENDATEN

Als Bodendaten wurden zunächst zwei verschiedene Datensätze verwendet und anschließend nach Nützlichkeit eine Entscheidung für einen der beiden Datensätze getroffen: die Bodenübersichtskarte (BÜK1000) im Maßstab 1:1.000.000 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Richter 2013) und die European Soil Database (European Commission et al. 2005), ebenfalls im Maßstab 1:1.000.000. Der Vorteil der

BÜK1000 gegenüber der Daten aus der European Soil Database bestand darin, dass mit der BÜK1000 eine für Deutschland spezifische und damit detailliertere Bodensystematik zur Verfügung steht. Durch die höhere Aufschlüsselung der BÜK1000 gibt es im Untersuchungsgebiet ca. 70 verschiedene Bodenklassen (Leitbodenassoziationen). Die Modellierung mit einer solch großen Anzahl an Klassen hat sich als machbar, jedoch nicht als sinnvoll herausgestellt.

**Tabelle 3: Bodentypen, die in den Datensätzen für die Artverbreitungsmodelle und für die Wachstumsmodelle vorkommen. Der häufigste Bodentyp (Modus) war für alle Arten Cambisol (Braunerde). Artantwortkurven wurden für diesen Bodentyp erstellt.**

Modell	Albedosol	Arenosol	Cambisol	Chernozen	Fluvisol	Gleysol	Histosol	Leptosol	Luvisol	Phaeozem	Podzol	Regosol
<i>Picea abies</i>												
Vorkommen	64	0	13282	1	270	597	247	1265	2128	69	1468	35
Wachstum	257	0	57207	2	1193	2280	931	5085	9232	192	4319	105
<i>Fagus sylvatica</i>												
Vorkommen	99	2	10777	6	219	517	179	1456	2526	247	818	43
Wachstum	270	3	28106	8	500	1255	450	4543	7379	648	1915	106
<i>Abies alba</i>												
Vorkommen	0	0	2632	0	27	29	10	230	175	6	82	3
Wachstum	0	0	7105	0	46	87	17	510	394	16	131	4
<i>Pinus sylvestris</i>												
Vorkommen	413	5	6130	5	210	982	455	442	1362	43	3881	235
Wachstum	1859	23	21777	17	749	4315	1954	1299	5129	110	17021	1134
<i>Quercus petraea</i>												
Vorkommen	46	2	4268	12	65	113	34	203	580	128	235	20
Wachstum	92	2	10608	58	171	276	60	489	1390	281	446	50
<i>Quercus robur</i>												
Vorkommen	79	1	1979	2	219	480	218	159	1159	53	880	37
Wachstum	149	2	3802	2	451	1132	504	265	2330	78	1689	79

Daher wurde auf die European Soil Database zurückgegriffen, die eine geringere Anzahl von Bodenklassen aufweist (31 Hauptbodentypen, von denen 12 auf deutschen Inventurpunkten vorkommen, Tab. 4; häufigster Bodentyp in der BWI: Cambisol). Die Kriterien, nach denen Bodentypen in der European Soil Database abgegrenzt wurden, stimmten nicht mit den regionalen Kriterien der einzelnen Nationen überein. Diese haben üblicherweise ihre eigenen Systeme, was zu den Differenzen der beiden Datensätze führt. Eine Abhilfe würden kontinuierliche und vergleichbare physikalische Bodeneigenschaften, die direkt für die Vegetation relevant sind, schaffen. Solche Daten sind jedoch für Deutschland bisher weder für die BWI-Aufnahmepunkte noch flächendeckend verfügbar, obwohl bekannt ist, dass Bodeneigenschaften die Walddynamik stark beeinflussen. Deshalb werden diskrete, nominale Bodentypen trotz ihrer Nachteile zur Modellierung verwendet, bis bessere Daten zur Verfügung stehen.

## 2.2 ARTVERBREITUNGSMODELL

Für die ausgewählten sechs Arten wurden Artverbreitungsmodelle mittels generalisierter additiver Modelle (GAM unter Verwendung von thin plate regression splines, Wood 2003) berechnet (binomialverteilter Fehler). Die Zielvariable bei den Verbreitungsmodellen war das Vorkommen oder Nichtvorkommen einer Baumart. Diese wurde mit Temperatur, Niederschlag und Bodentyp erklärt. Alle erklärenden Variablen wurden skaliert. Die Modelle folgten folgender Struktur (Gl. 3):

$$\ln\left(\frac{P}{1-P}\right) = \alpha + f_1(T) + f_2(N) + f_1(T) \cdot f_2(N) + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot B_i + \epsilon \quad \text{Gl. 3}$$

P: Vorkommen einer Baumart (Präsenz; binär)

T: Jahresdurchschnittstemperatur

N: Jahresniederschlagssumme

B: Boden eingeteilt in  $n = 12$  Hauptbodentypen

$\alpha, \beta$ : Parameter

$f_1, f_2$ : thin plate splines mit Basisdimension  $k = 4$

$\epsilon$ : binomialverteilter Fehler

Das genestete Aufnahmedesign der Bundeswaldinventur erfordert eine Berücksichtigung bei der Modellierung. Der Standard dafür wäre die Berechnung eines Gemischten Modells mit einem random effect für den Trakt. In diesem Fall war dies aufgrund der großen Anzahl an Trakten mit nur bis zu 4 Aufnahmepunkten nicht zielführend. Eine Alternative stellt die Verwendung einer Residuengewichtung dar. Diese wurden von uns so berechnet, dass jeder Trakt relativ zu den anderen das selbe Gewicht hat, unabhängig davon, wie viele Traktecken er hat. Jede Traktecke bekam also ein Gewicht von 1,  $\frac{1}{2}$ ,  $\frac{1}{3}$  oder  $\frac{1}{4}$ .

Wie für alle anderen Arbeitsschritte wurde auch für die Berechnung der Artverbreitungsmodelle die freie Softwareumgebung R verwendet (R Core Team 2016). Sie wurden mit dem R-Paket „mgcv“ und der Funktion „gam“ berechnet (Wood 2000).

## 2.3 WACHSTUMSMODELL

Das Baumwachstum kann mittels unterschiedlicher Variablen modelliert werden. Wir haben uns für den relativen Grundflächenzuwachs (auch als relativer Basalflächenzuwachs bezeichnet) entschieden. Er wird in der englischsprachigen Literatur als relbai abgekürzt (von engl. relative basal area increment, Bigler and Bugmann 2004). Es handelt sich hierbei um eine individuelle Eigenschaft eines Einzelbaums. Damit keine Verwechslungsgefahr mit anderen Wachstumsgrößen besteht, verwenden wir das Kürzel relGZ für relativen Grundflächenzuwachs. Der relGZ entspricht dem Verhältnis von individuellem Grundflächenzuwachs und individueller Grundfläche. Somit kann die Größe des Einzelbaumes berücksichtigt werden. Folglich haben kleine Bäume bei identischem Grundflächenzuwachs einen höheren relGZ als große Bäume. Da es sich um ein Verhältnis handelt, ist der relGZ dimensionslos.

Der relGZ entspricht inhaltlich dem Grundflächenzuwachs, ist jedoch von dessen unimodalem Zusammenhang mit dem Brusthöhendurchmesser bereinigt. Er nimmt mit dem BHD monoton ab und verringert so die Modellkomplexität. Zudem kann der relGZ als jährlicher Zuwachs in Prozent der vorhandenen Grundfläche interpretiert werden. Der relative Grundflächenzuwachs wurde anhand der folgenden Formel berechnet (Gl. 4):

$$\text{relGZ} = \frac{g_{t2} - g_{t1}}{g_{t1}} \cdot \frac{1}{\Delta t} \quad \text{Gl. 4}$$

gt: Grundfläche eines Einzelbaums zur Zeit t

t1, t2: Messzeitpunkte (hier: BWI 1, BWI 2)

$\Delta t$ : genauer zeitlicher Abstand zwischen den Messungsterminen

Die Formel zur Berechnung der Grundfläche eines Einzelbaums zur Zeit  $t$  lautet (Gl. 5):

$$g_t = \left( \frac{BHD_t}{2} \right)^2 \cdot \pi \quad \text{Gl. 5}$$

Das Wachstum ( $relGZ$ ) wurde wie auch die Artverbreitungsmodelle mit GAMs modelliert. Es wurden Modelle mit Log-Linkfunktion und einer Gammaverteilung verwendet. Erklärende Variablen sind wie beim Artverbreitungsmodell Temperatur und Niederschlag. Zusätzlich werden der BHD und die Bestandesgrundfläche (bzw. die Grundfläche größerer Bäume) als Maß für die Bestandsdichte berücksichtigt (Gl. 1). Alle erklärenden Variablen wurden analog zum Artverbreitungsmodell skaliert. Die Formel der Wachstumsmodelle sieht dabei folgendermaßen aus (Gl. 6):

$$\log(relGZ) = \alpha + f_1(T) + f_2(N) + f_1(T) \cdot f_2(N) + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot B_i + f_3(BHD) + f_4(G) + \epsilon \quad \text{Gl. 6}$$

$relGZ$ : relativer Grundflächenzuwachs

$T$ : Jahresdurchschnittstemperatur

$N$ : Jahresniederschlagssumme

$B$ : Boden eingeteilt in  $n = 12$  Hauptbodentypen

$BHD$ : Brusthöhendurchmesser

$G$ : Bestandesgrundfläche

$\alpha, \beta$ : Parameter

$f_1, f_2, f_3, f_4$ : thin plate splines mit Basisdimension  $k = 4$

$\epsilon$ : gammaverteilter Fehler

Im Gegensatz zu den Verbreitungsmodellen bezog sich die Modellierung bei den Wachstumsmodellen nicht auf den einzelnen Inventurpunkt, sondern auf das einzelne Baumindividuum. Deshalb fand zusätzlich zur Gewichtung nach der Anzahl der Traktecken analog zum Artverbreitungsmodell eine Gewichtung statt, bei der die Anzahl der Baumindividuen einer Art je Traktecke ausschlaggebend für die Gewichtung war.

Die Zusammenführung der Daten aus Wiederholungsaufnahmen erforderte die Berücksichtigung der Abhängigkeit zwischen den Messungen des selben Baumindividuums. Dazu wurde eine Korrelationsstruktur der Residuen hinzugefügt. Es wurde die Annahme gemacht, dass die Korrelation zwischen Messwiederholungen am selben Individuum über die gesamte Stichprobe gleich ist.

Diese Modelle wurden mittelst des R-Pakets „mgcv“ und der Funktion „gamm“ durchgeführt (Wood 2012). Der detaillierte Funktionsaufruf befindet sich im Anhang (Anhang 1). Diese wegen der Korrelationsstruktur sehr umfangreiche Berechnung wurde mithilfe von sogenannten Generalisierten Marginalen Modellen (marginal models) am Großrechner des KIT durchgeführt (Serroyen et al. 2009).

Die beiden Eichenarten wurden in der BWI 1 nicht bis auf Artniveau bestimmt, weswegen für sie keine Modelle für Wachstum für die erste Periode berechnet werden konnten und folglich kein Modell, das diese beiden Zeiträume kombiniert. Ersatzweise wurde für diese Arten das Wachstumsmodell für Periode BWI 2/3 verwendet. Dieses hatte bis auf die Korrelationsmatrix der Residuen dieselbe Modellstruktur.

#### 2.4 MODELLIERUNG DES RISIKOS

Zur Berechnung des Anbaurisikos wurden zwei Ansätze ausprobiert. Zum einen wurde der Schwund berechnet, welcher durch das Verschwinden eines Baumindividuums von einer zur nächsten Bundeswaldinventur gekennzeichnet war. Zusätzlich wurde eine weitere Regressionsmethode verwendet, die einen anderen Aspekt des Schwundes berücksichtigt: die Überlebenszeitanalyse oder Survival-Analyse (Nothdurft 2013).

#### 2.4.1 LOGISTISCHE REGRESSION

Es wurden anhand der selben Klima- und Bodendaten wie für Wachstum Modelle für den Schwund (S) der sechs Baumarten berechnet. Dazu wurde eine logistische Regression (GAM) für das Vorhandensein jedes Baumindividuums in zwei aufeinander folgenden Aufnahmen verwendet (vgl. Ruiz-Benito et al. 2013).

Beispiel:

- vorhanden in der BWI 1 und nicht mehr vorhanden in der BWI 2 → Schwund; S = 1
- vorhanden in der BWI 1 und immer noch vorhanden in der BWI 2 → kein Schwund; S = 0

Es wurden die beiden Zeitintervalle zwischen der BWI 1 und 2 und der BWI 2 und 3 getrennt modelliert. Die Formel zur Modellierung des Schwundes wird folgendermaßen notiert (Gl. 7):

$$\ln\left(\frac{S}{1-S}\right) = \alpha + f_1(T) + f_2(N) + f_1(T) \cdot f_2(N) + \sum_{i=1}^n \beta_i \cdot B_i + f_3(BHD) + f_4(G) + \epsilon \quad \text{Gl. 7}$$

S: Schwund (binär)

T: Jahresdurchschnittstemperatur

N: Jahresniederschlagssumme

B: Boden eingeteilt in n = 12 Hauptbodentypen

BHD: Brusthöhendurchmesser

G: Bestandsgrundfläche

$\alpha, \beta$ : Parameter

f1, f2, f3, f4: thin plate splines mit Basisdimension k = 4

$\epsilon$ : binomialverteilter Fehler

Es wurde analog zum Wachstumsmodell eine Gewichtung der Traktecken und der Baumindividuen pro Traktecke vorgenommen.

#### 2.4.2 SURVIVAL-ANALYSE

Die Zielvariable war hier nicht das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein eines Baumindividuums innerhalb von verschiedenen Zeitschritten, sondern der Brusthöhendurchmesser (BHD) bei Entnahme. Dazu wurde die letzte vorliegende Information über den BHD vor der Entnahme eines Individuums verwendet. Die sog. Hazard-Funktion im verwendeten Cox-Modell (Cox 1972) kann wie folgt notiert werden (Gl. 8):

$$h(t) = h_0(t) \cdot \exp(f_1(T) + f_2(N) + f_3(G)) \quad \text{Gl. 8}$$

h(t): Hazard-Funktion (Hazard zur Zeit t)

h<sub>0</sub>(t): Baseline-Hazard

exp: Euler'sche e-Funktion

T: Jahresdurchschnittstemperatur

N: Jahresniederschlagssumme

G: Bestandsgrundfläche

f1, f2, f3: thin plate splines mit Basisdimension k = 4

Das Risiko pro Zeiteinheit für ein Ereignis zur Zeit t wird als Hazard h bezeichnet. Der Baseline-Hazard h<sub>0</sub>(t) gibt den Hazard für das Eintreten eines Ereignisses an (hier: Schwund eines Individuums) für eine Zeit t. In dieser Studie wird die Zeit durch den Brusthöhendurchmesser eines Baumindividuums ersetzt, der mit dem Alter (d. h. der Überlebenszeit) eines Baumes korreliert ist.

Eine Residuengewichtung erfolgte analog zum Wachstumsmodell. Es konnten keine Bodeninformationen in das Modell integriert werden, da die Modelle mit der Bodenvariable nicht konvergierten.

## 2.5 Variablenselektion

Die Variablenselektion wurde nicht mittels des Gesamtdatensatzes durchgeführt, sondern für jeden Zeitpunkt bzw. Zeitschritt einzeln. Dies vermittelte uns einen guten Eindruck der Variabilität der Modelle zwischen den Zeiträumen. Im Falle der Wachstumsmodelle wäre die Berechnung einer großen Anzahl an Modellen unter Berücksichtigung der Korrelationsstruktur der Residuen zudem nicht praktikabel gewesen.

Für die genannten Arten fand die Variablenauswahl aus 19 Klimavariablen (BioClim-Variablen, berechnet aus monatlichen Rasterdaten des DWD in der Auflösung  $1 \times 1 \text{ km}^2$ , u. a. Durchschnittstemperatur der wärmsten drei Monate, Niederschlagssumme der wärmsten drei Monate) statt. Dazu wurden Modelle für alle Arten mit jeweils allen möglichen Kombinationen der 19 BioClim-Klimavariablen berechnet, die jeweils eine Variable mit Temperatur- und eine mit Niederschlagsbezug beinhalteten (Gl. 3, 6 und 7). Zusätzlich wurden Modelle mit und ohne die Variablen Boden, Bestandsdichte, Bestandsdichte der größeren Bäume und Bruthöhendurchmesser berechnet, um den Einfluss dieser Variablen auf die Modellgüte zu bestimmen. Insgesamt wurden ca. 36.000 Modelle berechnet ( $6 \text{ Arten} \times 3 \text{ Zielvariablen} \times \text{ca. } 1.000 \text{ Parameterkombinationen} \times 2 \text{ Zeiträume bzw. Zeitpunkte}$ ). Die Modellgüte wurde anhand des AICs und der erklärten Variabilität (explained deviance) verglichen und die jeweils besten vier Variablenkombinationen zum weiteren Vergleich ausgewählt.

Die Variablenselektion ergab, dass sich die besten Modelle nur geringfügig voneinander unterschieden (Tab. 5). Unter den besten Modellen fand sich auch immer das Modell mit der Jahresmitteltemperatur und der Jahresniederschlagssumme. Dies liegt daran, dass einige der Klimavariablen hoch korreliert sind. So betrug beispielsweise der Pearson-Korrelationskoeffizient für die Niederschlagssumme des kältesten Quartals und die Niederschlagssumme des trockensten Monats  $r = 0,93$ . Damit waren auch die häufig verwendeten Variablen Jahresdurchschnittstemperatur und Jahresniederschlagssumme immer ähnlich gut wie andere BioClim-Variablen. Da es zusätzlich noch für die Interpretation der Modelle und den Vergleich zwischen den Arten einfacher ist, wenn die selben erklärenden Variablen dargestellt werden, haben wir uns für Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme entschieden.

Während der Modellauswahl zeigte sich, dass die Artverbreitungsmodelle der Datensätze BWI 2 und BWI 3 fast identisch waren. Daher wurden zur Vereinfachung im weiteren Projektverlauf für die Artverbreitungsmodelle ausschließlich die Daten der BWI 3 verwendet. Die Wachstumsmodelle hingegen unterschieden sich zum Teil relativ stark. Für die Datensätze BWI 1/2 und BWI 2/3 lohnte sich daher die Berechnung Generalisierter Marginaler Modelle (marginal models). Die Modelle für den Schwund hatten so schlechte Modellgüten, dass für diese Zielgröße keine weiteren Modelle mehr berechnet wurden.

**Tabelle 4: Modellselektion: Es wird jeweils das beste Modell mit dem Standardmodell verglichen. Es kommt dabei oft vor, dass das beste Modell gleichzeitig dasjenige mit der Standardformel ist. Datenbasis: BWI 3 bzw. Periode BWI 2/3.**

Art	Modellierte Größe	Modell	Formel	Explained deviance	AIC
Fichte <i>Picea abies</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Mittlere Temperatur des kältesten Quartals * Jahresniederschlag + Boden	23,23 %	3724,66
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	23,17 %	3747,68
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	54,58 %	-5282,82
	Mortalität	Bestes Modell	Standardmodell		

Art	Modellierte Größe	Modell	Formel	Explained deviance	AIC
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	2,05 %	162,21
Buche <i>Fagus sylvatica</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	8,25 %	4378,61
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	46,90 %	-5403,11
	Mortalität	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	1,55 %	150,33
Weißtanne <i>Abies alba</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	31,17 %	929,97
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	54,36 %	-650,27
	Mortalität	Bestes Modell	Jahresdurchschnittstemperatur + Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	4,43 %	75,21
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	4,44 %	77,21
Waldkiefer <i>Pinus sylvestris</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	19,70 %	3717,81
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	54,46 %	-5063,36
	Mortalität	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	2,13 %	148,71
Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Jahresdurchschnittstemperatur + Niederschlagssumme des wärmsten Quartals + Boden	18,58 %	2370,84
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	17,59 %	2386,42
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	47,50 %	-2089,45
	Mortalität	Bestes Modell	Jahresdurchschnittstemperatur + Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	3,02 %	140,89
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	3,06 %	142,76
Stieleiche <i>Quercus robur</i>	Artverbreitung	Bestes Modell	Mittlere Temperatur des kältesten Quartals + Niederschlagssumme des trockensten Monats + Boden	9,97 %	4214,26
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden	9,59 %	4220,10
	Wachstum	Bestes Modell	Standardmodell	-	-
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	50,48 %	-2339,10
	Mortalität	Bestes Modell	Jahresdurchschnittstemperatur + Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	4,99 %	142,29

Art	Modellierte Größe	Modell	Formel	Explained deviance	AIC
		Standardmodell	Jahresdurchschnittstemperatur * Jahresniederschlag + Boden + BHD + G	5,01 %	144,23

## 2.6 KARTENDARSTELLUNG UND ARTANTWORTKURVEN

Die Ergebnisse dieses Projekts sollen bei Anpassungsentscheidungen zur Reaktion auf die zu erwartenden klimatischen Verhältnisse unterstützend wirken. Dazu wurden Artantwortkurven für Temperatur und Niederschlag erstellt. Die Abbildungen zeigen die Artantwort für ihren artspezifischen BHD-Median, den Median der Bestandesdichte und die jeweils häufigste Bodenart im Datensatz, den Cambisol (Tab. 4, s.o.).

Prognosen für das Gebiet Deutschlands wurden unter dem aktuellen Klima erstellt. Hier wurden alle Bodentypen, auf denen eine Baumart in der BWI vorkam, verwendet. Die Bodentypen, auf denen die Baumart nicht vorkam, wurden auf den Cambisol festgelegt. Der BHD sowie die Bestandesdichte auf den artspezifischen Median gesetzt. Dies ist nötig, da in die Fläche projiziert wurde und diese beiden Größen lediglich als Punktdaten vorliegen.

Die Modelle wurden auch auf Klimaszenarien angewendet. Aus dem vorliegenden regionalisierten Ensemble aus acht verschiedenen GCMs für das Szenario RCP 8,5 (Sedlmeier and Schädler 2015; Sedlmeier et al. 2016) wurden zunächst Jahresmittelwerte für die Temperatur und Jahressummen für den Niederschlag für jedes GCM einzeln berechnet (vgl. Abschnitt 2.1.2, S. 16). Anschließend wurden für die Artverbreitungsmodelle die Klimadaten zu 30-jährigen Mitteln zusammengefasst (2021–2050). Für die Wachstumsmodelle wurde dies analog für einen Zeitraum von 10 Jahren durchgeführt (2041–2050). Dieser Schritt ermöglicht es, die Zeitspanne, die ursprünglich in die Modelle einging, bei der Projektion zu berücksichtigen. Da die Raster mit einer Auflösung von 7×7 km<sup>2</sup> gröber als unsere Raster waren, wurde die Auflösung mittels bilinearer Interpolation verfeinert. Diese Vorgehensweise darf nicht über die tatsächliche Auflösung der Klimadaten hinwegtäuschen und muss bei der Interpretation der Karten berücksichtigt werden. Es ist davon auszugehen, dass Extremwerte und scharfe Abstufungen in diesen Karten unterrepräsentiert werden. Anschließend wurde für jede Rasterzelle der Median aus den jeweils acht GCM-Rastern ermittelt und daraus ein neues Raster erstellt. Mit diesem Median-Raster wurden daraufhin die Projektionen durchgeführt, wobei wieder die Bodendaten und die Informationen zu BHD und Bestandesgrundfläche zum Einsatz kamen, die auch schon für die Projektionen ins aktuelle Klima verwendet wurden.

Die Prognosen anhand der Daten wurden für die weiteren Berechnungen verwendet. Aus der Differenz zwischen den Prognosen für das aktuelle Klima und das Klimaszenario wurde der Anteil an Gebieten berechnet, für den sich das Vorkommen und das Wachstum einer Baumart unter dem angenommenen Szenario RCP 8,5 verbessert oder verschlechtert (Abb. 6). Auch die kombinierte Standorteignung wurde auf Basis dieses Klimaszenarios berechnet.

Zusätzlich wurden Projektionen in den WorldClim-Datensatz vorgenommen, da somit ein weiteres Szenario zum Vergleich betrachtet werden konnte. Hier wurden zum einen wieder das Szenario RCP 8,5 und zum anderen das optimistischere Szenario RCP 2,6 des GCMs CNRM-CM5 verwendet (Anhang 2 und 3).

## 2.7 VALIDIERUNG

Zur Bewertung der Modelle wurde außer der Berechnung der Gütekriterien eine Validierung mittels repeated data splitting durchgeführt. Die Daten wurden pro Durchlauf in 70 % Trainings- und 30 % Testdatensatz unterteilt. Die Aufteilung beruhte dabei auf den Traktecken der BWI. Mit dem Trainingsdatensatz wurde bei jedem Durchlauf ein Modell berechnet, das dann mit dem Testdatensatz verglichen wurde. Daraus konnte eine Spannbreite der Gütemaße abgeleitet werden. Außerdem wurde mit jedem Modell, das nur auf 70 % der Daten beruht, jeweils eine flächige Projektion durchgeführt. Aus dieser Rastersammlung wurde anschließend ein Raster für die Variationskoeffizienten berechnet und als Karte dargestellt.

Mithilfe der Validierung konnte eine Abschätzung bezüglich eines möglichen Overfittings gemacht werden. Indem die Prognosen mehrerer ( $n = 100$ ) Durchläufe mittels der Berechnung des Variationskoeffizienten kombiniert wurden, konnte die Modellunsicherheit räumlich explizit in Karten dargestellt werden. Die Validierung wurde für das Artverbreitungsmodell mit dem Datensatz BWI 3 sowie für das Wachstumsmodell mit dem Datensatz BWI 2/3 für das aktuelle Klima durchgeführt (Abb. 7 und 8). Außerdem wurde das Prozedere für die Projektionen in das komplette Klima-Ensemble (also  $8 \text{ GCMs} \times 100 = 800$  Durchläufe pro Art) (Anhang 4 und 5) sowie stellvertretend ein einzelnes GCM aus diesem Ensemble durchgeführt (Anhang 6 und 7). Diese Operationen waren ebenfalls sehr rechenintensiv, da bei jedem der 800 Durchläufe ein Modell berechnet und ein Raster erstellt wurde. Deswegen wurde auch hier der Großrechner genutzt.

Wir wählten den Variationskoeffizienten als relatives Maß für die Modellunsicherheit, da er unabhängig vom Mittelwert oder der Größenordnung der Daten und einfach zu interpretieren ist. Ein hoher Variationskoeffizient markiert eine schlechte Wiederholgenauigkeit bei der Prognose eines Modells. Die Werte lassen sich als prozentuale mittlere Abweichung interpretieren. Ein Wert von 0,2 stellt beispielsweise eine regelmäßige Abweichung um 20 % dar, während ein Wert von 1,5 eine Abweichung von durchschnittlich 150 % anzeigt und somit sehr hoch wäre. Zur Veranschaulichung der Prognoseunsicherheit wurden Quantile für die Einteilung der Farbskala der Karten gewählt: Ein kleiner blauer Bereich in der Legende zeigt eine große Anzahl an niedrigen Werten in der Karte an, ein großer roter Bereich zeigt dagegen eine besonders kleine Anzahl an Werten in der Karte aus diesem Bereich der Skala an. Außerdem sind Minimum und Maximum der Skalen artspezifisch.

## 2.8 KOMBINIERTE STANDORTEIGNUNG

Aus den beiden verwendeten Informationsquellen Wachstum und Vorkommen konnte eine integrative Bewertung der Standorteignung vorgenommen werden. Die Mortalität wurde nicht berücksichtigt, da die Modellgüte zu gering war. Es wurden zwei Ansätze zur Ableitung einer kombinierten Standorteignung gewählt, ein Summenindex und eine zweidimensionale Darstellung. Für beide Ansätze wurden Karten für Baden-Württemberg erstellt. Zusätzlich finden sich im Anhang Karten für Deutschland unter aktuellem Klima und für das ausgewählte Klimaszenario und Schwerpunktregionen (Anhang 8–12).

### 2.8.1 SUMMENINDEX

Der Summenindex ist der Versuch Wachstum und Vorkommen zu einer einzelnen Variable zusammenzufassen. Dazu wurden für das Artverbreitungsmodell analog zu Hanewinkel et al. (2014) Schwellenwerte der Vorkommenswahrscheinlichkeit gebildet (TV1, TV2, TV3). Um feinere Abstufungen zu erhalten, wurden zwei weitere Schwellenwerte hinzugefügt (TV1a, TV3a) (Tab. 5). Mittels dieser Werte wurden die Modellvorhersagen in Klassen eingeteilt.

Für das Wachstum wurden artspezifische Quantile der Modellprognosen für die BWI-Punkte, an denen die Arten vorkam, berechnet. Dazu wurden der BHD und die Bestandesgrundfläche auf den Median gesetzt, so wie auch für die Darstellung der Artantwortkurven und Karten. Es wurden 6 Quantile zur Bildung ebenso vieler Klassen wie für das Artverbreitungsmodell verwendet ( $p = 1/6, 2/6 \dots 6/6, 1$ ). Dadurch beziehen sich die Klassengrenzen des Wachstums auf das modellierte Wachstum an Standorten, an denen die Art beobachtet wurde.

Die so entstandenen Klassen für Vorkommen und Wachstum wurden jedem Kartenpixel zugeordnet. Die Klassenwerte 1–6 wurden jeweils auf 1 normiert, indem durch die Klassenzahl 6 dividiert wurde. Durch dieses Vorgehen wurden die beiden verschiedenen Variablentypen auf Werte zwischen 0 und 1 transformiert. Zuletzt wurde ihre Summe gebildet um den Summenindex der Standorteignung zu erhalten. Durch die vorherige Transformation, ergab sich eine Gewichtung von Wachstum und Vorkommen von 1:1. Diese kann durch Hinzufügen eines Gewichtungsfaktors verändert werden.

**Tabelle 5 Schwellenwerte für die Bildung von ökologisch sinnvollen Klassen für die modellierte Vorkommenswahrscheinlichkeit. Es wurde das Verfahren von Hanewinkel et al. (2014) verwendet. Die drei Schwellenwerte TV1, TV2 und TV3 wurden um zwei weitere ergänzt, um eine differenziertere Darstellung zu erlauben. Dies erwies sich insbesondere im Hinblick auf die Berechnung der kombinierten Standorteignung als sinnvoll.**

Schwellenwert	Beschreibung	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus robur</i>
TV1	Wert bei dem die false positive rate kleiner als 1% ist	0,81	0,57	0,44	0,68	0,28	0,30
TV1a	Wert bei dem die false positive rate kleiner als 10% ist	0,66	0,47	0,38	0,47	0,27	0,26
TV2	Wert für den Kappa maximal ist	0,40	0,33	0,23	0,35	0,23	0,22
TV3a	Wert bei dem die false negative rate kleiner als 10% ist	0,24	0,29	0,22	0,18	0,18	0,16
TV3	Wert bei dem die false negative rate kleiner als 1% ist	0,11	0,13	0,04	0,07	0,05	0,08

### 2.8.2 2D-DARSTELLUNG

Eine weitere mögliche Darstellung der gewonnenen Informationen aus Artverbreitung und Wachstum, ist eine mehrdimensionale Darstellung. Dazu ist der RGB-Farbraum geeignet. Bei der Darstellung von Wachstum und Vorkommen wurden nur zwei Farben benötigt, grün und blau. Dazu wurden die bereits berechneten Klassen, deren Werte auf 1 normiert wurden, in Farbwerte übertragen. Diese 2D-Darstellung hat den Vorteil, dass keine Informationen verloren gehen. So kann eine Gewichtung der Information zu Wachstum und Vorkommenswahrscheinlichkeit vom Anwender selbst auf Grundlage von Erfahrungen vorgenommen werden. Bei dieser Darstellung zeigt helles Türkis sowohl überdurchschnittliche Vorkommenswahrscheinlichkeiten als auch gutes Wachstum an. Dunkle Farben zeigen geringe Werte für beide Proxys der Standorteignung.

### 2.9 ABLEITUNG SCHWERPUNKTREGIONEN

Anhand der Unterschiede in der kombinierten Standorteignung in Form des Summenindex zwischen aktuellem Klima und Klimaszenarien wurden Risikoregionen identifiziert. Dazu wurden für jede Art die Differenzen zwischen dem aktuellen Summenindex und dem für das Klimaszenario RCP 8,5 (Sedlmeier and Schädler 2015; Sedlmeier et al. 2016) gebildet. Diese Karten zeigen positive und negative Veränderungen der Standorteignung für das gesamte Gebiet an.

Anhand der BWI-Aufnahmepunkte, an denen eine Art mit für sie großem Basalflächenanteil vorkam (Basalflächenanteil > Median des Basalflächenanteils aller Vorkommen der Art), wurde für jede Art eine Rasterkarte derselben Auflösung erstellt. Die Karte für die Änderung des Summenindex wurde mittels der artspezifischen Karten maskiert. Dadurch entstand für jede Art eine Karte ihrer starken Vorkommen und der Information zur erwarteten Änderung der dortigen Standorteignung. Im nächsten Schritt wurden Pixel mit positiver Veränderung ausgeschlossen und die Raster alle 6 Arten aufsummiert. Dadurch entstand eine einzige Karte, die die erwartete Veränderung der artspezifischen Standorteignung und das aktuelle Vorkommen dieser Arten berücksichtigt.

### 3 Ergebnisse

Es wurden für die Arten Fichte, Buche, Tanne, Kiefer, Traubeneiche und Stieleiche anhand der Bundeswaldinventurdaten (BWI 1-3) Artverbreitungs- und Wachstumsmodelle berechnet. Die Variablenauswahl ist im Abschnitt 2.5 (S. 22) beschrieben. Die ausgewählten Modelle lassen sich aufgrund ausreichender Gütemaße verwenden und interpretieren. Bei den Artverbreitungsmodellen betrug der Anteil erklärter Variabilität (Pearson  $r^2$ ) zwischen 5 % und 25 % (Tab. 6). Eine Validierung mit *repeated data splitting* ergab eine geringe mittlere Abweichung von maximal 5,5 % bei den jeweils 100 Wiederholungen pro Art. Bei den Wachstumsmodellen war der Anteil erklärter Variabilität bei allen Arten generell höher und lag zwischen 20 % und 40 %. Die Abweichung von der mittleren erklärten Variabilität lag hier zwischen 5 % und 13 %.

Die Modelle zeigten, dass die untersuchten Arten sehr unterschiedliche ökologische Nischen besetzen. Sie kamen unter der Kombination aus kühlen und feuchten Bedingungen bis zu warmen und relativ trockenen Bedingungen vor und deckten somit den Umweltraum Deutschlands bis auf Sonderstandorte ab. Bei allen Arten lag das Wachstumsoptimum bei bei mittleren bis wärmeren Temperaturen. Die Fichten besetzten dabei auch für das Wachstum das kühle Ende des Artenspektrums. Im Folgenden werden die Artantworten auf das Klima, die modellierten räumlichen Muster und prognostizierte Veränderungen von Wachstum und Vorkommen für das regionalisierte Klimaszenario RCP 8,5 beschrieben.

**Tabelle 6: Modellgüte. Zu berücksichtigen ist, dass die Wachstums-Modelle der Eichen nur auf dem Datensatz BWI 2/3\* basieren, da die beiden Arten in der BWI 1 nicht bis auf Artniveau bestimmt wurden. CV: Variationskoeffizient.**

	Artverbreitung		Wachstum	
	mittl. Pearsons $r^2$	CV von Pearsons $r^2$	mittl. Pearsons $r^2$	CV von Pearsons $r^2$
Fichte ( <i>Picea abies</i> )	0,25	0,023	0,38	0,005
Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> )	0,07	0,045	0,23	0,004
Weißtanne ( <i>Abies alba</i> )	0,18	0,049	0,34	0,011
Waldkiefer ( <i>Pinus sylvestris</i> )	0,21	0,032	0,37	0,007
Traubeneiche* ( <i>Quercus petraea</i> )	0,08	0,044	0,25	0,009
Stieleiche* ( <i>Quercus robur</i> )	0,05	0,055	0,31	0,013

### 3.1 ARTANTWORTEN

Bei den meisten Projektionen in das regionalisierte Klimamodell fällt die Unschärfe der Karten im Vergleich zu den übrigen Karten auf (Abb. 5). Diese ist bedingt durch die gröbere Auflösung der Daten und wurde bei den folgenden artspezifischen Beschreibungen nicht berücksichtigt. Das wichtigste Ergebnis aus dem Vergleich der verschiedenen Szenarien war, dass sich die Muster, die sich unter dem Szenario RCP 2,6 beobachten ließen, unter dem Szenario RCP 8,5 verstärkten (Anhang 2 und 3). Da die WorldClim-Daten jedoch nicht regionalisiert wurden und deswegen nicht ausreichend für eine detaillierte regionale Betrachtung waren, wurden sie bei den folgenden Beschreibungen ebenfalls nicht berücksichtigt. Die Thematik wird jedoch in der Diskussion noch einmal aufgegriffen.

#### 3.1.1 FICHTE

Für die Fichte (*Picea abies*) wurden verstärkte Vorkommen für Gebiete mit kühlen und feuchten Bedingungen modelliert, starkes Wachstum für Gebiete mit einem Niederschlag um 1.300 mm und einer Temperatur um 7 °C (Abb. 3). Sie kommt vor allem in den Mittelgebirgen vor (Abb. 4). In Baden-Württemberg hat sie ihren Verbreitungsschwerpunkt im Schwarzwald und auf der kühlen Schwäbischen Alb und auch im Odenwald kommt sie häufig vor. In sehr hohen Lagen wie den Alpen ist das Wachstum trotz hohen Vorkommens temperaturbedingt sehr gering. Ansonsten decken sich ihre Vorkommen gut mit den besten Wachstumsbedingungen.

Unter Klimawandel veränderten sich die räumlichen Muster für Vorkommen und Wachstum nur gering, jedoch sinken die Prognosewerte (Abb. 5). Es kommt zu einer Verminderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit der Fichte, was als Anstieg des Anbaurisikos interpretiert wird, und gleichzeitig zu einer Verringerung des Wachstums, also der Produktivität. Die Veränderung ist besonders stark in niedrigen Lagen wie dem Norddeutschen Tiefland. In Baden-Württemberg verringert sich das Vorkommen besonders in den tieferen Lagen stark (besonders im Neckarland) und auch in den höheren Lagen im Schwarzwald, auf der Schwäbischen Alb und im Odenwald ist ein Rückgang zu erkennen. Das Wachstum nimmt besonders stark im Schwarzwald ab. Der Flächenanteil, der sich für die Fichte unter den angenommenen Bedingungen bezüglich des Wachstums und des Vorkommens verschlechtert, liegt in Deutschland und auch in Baden-Württemberg bei über 90 % (Abb. 6).

#### 3.1.2 BUCHE

Für die Buche (*Fagus sylvatica*) waren Artverbreitung und Wachstum stärker korreliert als für die Fichte. Für beide Größen wurden niedrige Werte bei niedrigeren Temperaturen und geringem Niederschlag modelliert (Abb. 3). Für hohe Temperaturen und mittleren Niederschlag wurde starkes Wachstum und eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit modelliert. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit wurde am trockenen Ende des beobachteten Niederschlagsgradienten geringer, dann jedoch für den gesamten Temperaturbereich. Auch bei kühleren Temperaturen verringerten sich das Vorkommen sowie das Wachstum für die Fichte.

Das Verbreitungsgebiet der Buche ähnelt dem der Fichte, jedoch kommt sie in den Hochlagen temperaturbedingt seltener vor (Abb. 4). Ihr Wachstum ist in machen Bereichen mit hoher Vorkommenswahrscheinlichkeit, z. B. auf der Schwäbischen Alb, relativ gering. In den Gebieten Schwarzwald, Odenwald und Allgäu sind jedoch das Wachstum wie auch das Vorkommen hoch.

Der Klimawandel hat deutschlandweit und auch in Baden-Württemberg positiven Einfluss auf das Vorkommen der Buche (Abb. 5). Besonders für die Mittelgebirge wurde im Vergleich zur aktuellen Verbreitung ein erhöhtes Vorkommen unter Klimawandel prognostiziert. In Baden-Württemberg trifft das insbesondere auf die Schwäbische Alb zu. Im Gegensatz dazu ist die Veränderung im Schwarzwald nicht besonders stark. Das

Wachstum verschlechtert sich der Modellprognose folgend vor allem im warm-trockenen Osten Deutschlands, wo die Buche aktuell etwas seltener vorkommt. In Baden-Württemberg ist die Veränderung des Wachstums dagegen geringer. Im nördlichen Schwarzwald wird es sogar besser. Betrachtet man die rein flächenhafte Veränderung ohne deren Intensität, so kann sich dagegen ein anderes Bild ergeben: Für ganz Deutschland beträgt der Flächenanteil, auf dem sich die Vorkommensbedingungen für die Buche verschlechtern, etwa 50 % (Abb. 6). Für das Wachstum verschlechtert sich wesentlich mehr Fläche als sich verbessert. In Baden-Württemberg dagegen überwiegen die Flächen, in denen sich die Bedingungen für die Buche verbessern, sowohl für das Vorkommen als auch für das Wachstum.

### 3.1.3 WEIßTANNE

Für Weißtannen (*Abies alba*) wurde ein verstärktes Vorkommen bei mittleren bis hohen Temperaturen und hohem Niederschlag modelliert, jedoch war es im ganzen Temperaturspektrum bei starkem Niederschlag recht hoch (Abb. 3). Erhöhtes Wachstum wird dagegen für geringeren Niederschlag und mittlere Temperaturen prognostiziert. Die schlechte Deckung von Wachstums- und Vorkommensoptimum zeigte sich auch in der räumlichen Verteilung der Weißtanne: Das Verbreitungsgebiet deckte sich nicht gut mit Gebieten mit optimalen Wachstumsbedingungen (Abb. 4).

Für die Tanne wurde ein ähnliches räumliches Verbreitungsmuster wie die Fichte und die Buche modelliert, das auf die Mittelgebirge konzentriert ist. Gerade in den höheren Lagen war aber ihr Wachstum gering. In Baden-Württemberg traf dies vor allem auf den Schwarzwald und den Odenwald zu. Auf der Schwäbischen Alb, auf der das Vorkommen zwar etwas geringer ist als im Schwarzwald, wurde hingegen besseres Wachstum modelliert.

Unter Klimawandel wurden für die Weißtanne keine merklichen Veränderungen im räumlichen Muster ihrer Verbreitung prognostiziert (Abb. 5 und 6). Die maximale Vorkommenswahrscheinlichkeit blieb jedoch ebenfalls auf dem aktuell niedrigen Niveau von knapp über 10 %. Es wird dagegen ein generell geringeres Wachstum prognostiziert, was aber hauptsächlich auf Gegenden zutrifft, in denen die Tanne nur sehr selten vorkommt (und daher hohe Prognoseunsicherheit herrscht). Für die Verbreitungsschwerpunkte war der Rückgang des Wachstums weniger stark, jedoch immer noch vorhanden. Dies traf auch auf die Vorkommen auf der Schwäbischen Alb und im Odenwald zu. Im Schwarzwald blieb das Wachstum gering.

### 3.1.4 WALDKIEFER

Für die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) wurde sowohl ein stärkeres Wachstum als auch eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit unter wärmeren und trockeneren Bedingungen modelliert (Abb. 3). Das Vorkommen der Kiefer lag den Modellen nach schwerpunktmäßig in niederen Lagen wie dem Norddeutschen Tiefland, dem Oberrheinischen Tiefland oder Mittelfranken (Abb. 4). Aktuell hat die Kiefer in Baden-Württemberg nicht ihren Verbreitungsschwerpunkt, kommt aber auch hier in eher niedrig gelegenen Regionen am Rhein und am Neckaroberlauf vor. Regionen mit verstärktem Vorkommen zeigen im Allgemeinen auch erhöhtes Wachstum. Im Klimawandel wurde für die Kiefer leicht erhöhtes Wachstum modelliert, das hauptsächlich auch dort auftrag, wo die Kiefer häufig vorkam, also besonders im Norddeutschen Tiefland (Abb. 5). In Baden-Württemberg gab es kaum eine Änderung. Bei der Verbreitung der Kiefer wurden keine starken Veränderungen prognostiziert. Das Verhältnis der Flächenanteile, die sich verbessern und verschlechtern, liegt für die Verbreitung etwa bei 1:1 (Abb. 6). Das Wachstum verbesserte sich jedoch auf einem Flächenanteil von 80%, besonders in der deutschlandweiten Betrachtung, aber auch in Baden-Württemberg.

### 3.1.5 TRAUBENEICHE

Für die Traubeneiche (*Quercus petraea*) wurden eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit sowie stärkeres Wachstum unter warmen Bedingungen modelliert (Abb. 3). Die Vorkommenswahrscheinlichkeit war bei mittleren bis geringen Niederschlägen am höchsten, das Wachstum war bei mittleren am stärksten. Das Wachstumsmodell zeigte jedoch keinen eindeutigen Schwerpunkt im untersuchten Klimaspektrum.

Der Verbreitungsschwerpunkt der Traubeneiche erstreckte sich über die gesamte Deutsche Mittelgebirgsschwelle, das Südwestdeutsche Schichtstufenland und das Alpenvorland, wobei lediglich die höheren Mittelgebirge ausgespart sind (Abb. 4). Starkes Wachstum fand sich vor allem am Niederrhein, jedoch war das Wachstum im gesamten Verbreitungsgebiet relativ hoch. In Baden-Württemberg lag der Verbreitungsschwerpunkt im Neckarland und im Oberrheintiefland. Das stärkste Wachstum fand sich im Oberrheingraben. Die unter Klimawandel modellierte Verbreitung zeigte vermehrte Vorkommen in fast allen Mittelgebirgen (Abb. 5). In Baden-Württemberg traf dies hauptsächlich auf die Schwäbische Alb zu. Auch für das Allgäu wurde vermehrtes Vorkommen prognostiziert. Im gesamten Nordosten Deutschland nahm das Wachstum zu, wohingegen im Nordwesten ein relativ starker Rückgang prognostiziert wurde. In Baden-Württemberg blieb das starke Wachstum im Oberrheintiefland erhalten. Im Odenwald wurde stärkeres Wachstum prognostiziert. Eine leichte Verbesserung der Vorkommensbedingungen wurde auch für die Flächenanteile prognostiziert (Abb. 6). Auffällig war, dass sich die Wachstumsbedingungen auf die Fläche bezogen in Baden-Württemberg überdurchschnittlich im Vergleich zu Gesamtdeutschland verbesserten.

### 3.1.6 STIELEICHE

Die Stieleiche (*Quercus robur*) wies ein ähnliches Antwortverhalten wie die Traubeneiche bei der Verbreitung auf (Abb. 3). Ihr Verbreitungsoptimum deckte sich jedoch besser mit guten Wachstumsbedingungen. Auch zeigte sie ein höheres Temperaturoptimum bei der Verbreitung.

Das Verbreitungsgebiet der Stieleiche wurde als gesamtes Norddeutsches Tiefland und in den Flusstälern des Alpenvorlands und des Rhein-Main-Gebiets modelliert (Abb. 4). In Baden-Württemberg fanden sich Vorkommen im Neckarland, im Oberrheintiefland und am Bodensee. Gutes Wachstum deckte sich weitgehend mit dem Vorkommen, wobei relativ starkes Wachstum auch im Pfälzisch-Saarländischen Schichtstufenland, im Main-Einzugsgebiet und in Baden-Württemberg im Neckarland zu finden war. Unter Klimawandel wurden die bestehenden Vorkommen verstärkt, wobei die Mittelgebirge ausgespart blieben (Abb. 5). In Baden-Württemberg wurde das Vorkommen am Bodensee größer und auch im Neckarland erhöht sich die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Besseres Wachstum wurde in allen Regionen, außer den Mittelgebirgen prognostiziert. Ein leichter Rückgang war für die Westfälische Bucht und den Niederrhein zu verzeichnen. In Baden-Württemberg verstärkte sich das Wachstum im Neckarland und am Bodensee. Sowohl in Deutschland als auch in Baden-Württemberg verbesserten sich die meisten Flächen für Vorkommen und Wachstum der Stieleiche (Abb. 6). Trotz der ähnlichen Artantworten, zeigten sich also große Unterschiede in der räumlichen Darstellung (Abb. 4).

## 3.2 RÄUMLICHE PROGNOSEUNSIKERHEIT

Die räumlich dargestellten Variationskoeffizienten ähneln sich in ihrem räumlichen Muster stark zwischen Artverbreitung und Wachstum für eine Art. Auch die Größenordnungen sind jeweils für eine Art vergleichbar (Abb. 7 und 8). Die höchsten Werte bis über 60 % sind bei den Modellen für die Tanne zu finden. Generell sind die Werte für die Artverbreitung besser, da sie fast immer unter 10 % liegen. Auffällig ist, dass sehr schlechte Werte bei vielen Arten (Verbreitung und Wachstum) scharf abgegrenzt im Bereich der Lößböden

und des Thüringer Beckens liegen. Auch findet sich bei fast allen Arten in den Alpen und bei manchen Arten (Waldkiefer, beide Eichenarten) im Schwarzwalde eine große Prognoseunsicherheit. Bei allen Karten findet sich jedoch auch ein großer Anteil an geringer Prognoseunsicherheit. Dieser liegt bei den meisten Arten etwa bei unter 2 % im blauen Bereich. Nur bei der Tanne ist der Bereich etwas höher.

Für die Projektionen in die Klimaszenarien wurden ebenfalls Karten mit der räumlichen Unsicherheit erstellt (Anhang 4). Sie zeigen für das Vorkommen eine deutlich höhere Unsicherheit als die Karten für das aktuelle Klima. Im Gegensatz dazu wurde das Wachstum für das Klima-Ensemble mit ähnlich guten Unsicherheitswerten prognostiziert (Anhang 5). Die räumliche Verteilung der höchsten Werte ist vergleichbar mit denen für das aktuelle Klima. Die Unsicherheit für das separate GCM unterschied sich relativ stark von den anderen in ihrer räumlichen Verteilung (Anhang 6 und 7). Auch sind die Werte für fast alle Arten wesentlich höher.

Die räumliche Autokorrelation der Residuen wurde für alle Modelle anhand der Pearson-Korrelation von bis zu 50 Nachbarn innerhalb von 20 km evaluiert. Diese zeigten eine Korrelation der Residuen von unter 0,1 bei den Artverbreitungsmodellen und unter 0,2 bei den Wachstumsmodellen im Nahbereich. Bis maximal zum 20. Nachbarn klang diese aus. Daher ist nicht davon auszugehen, dass räumliche Autokorrelation starken Einfluss auf die modellierten Beziehungen hat.

### **3.3 KOMBINIERTE STANDORTEIGNUNG**

#### **3.3.1 AKTUELLE STANDORTEIGNUNG**

Die Prognosen für Vorkommen und Wachstum wurden zu einer kombinierten Standorteignung zusammengefasst. Diese lässt sich als Artantwortkurven unabhängig vom Raum sowie als Karten darstellen. Anhand der Artantwortkurven (Abb. 9) lassen sich Klimabedingungen erkennen, unter denen die jeweilige Art sowohl ein gutes Wachstum als auch eine relativ hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit hat.

Für die Fichte lagen die besten Bedingungen bei unter 7 °C und Niederschlägen über 1000 mm (Abb. 9). Der Summenindex zeigte dies durch Werte über 0,8 an. In der 2D-Darstellung zeigt helles Türkis gleichzeitig gute Werte für Vorkommen und Wachstum. Ein Abnahme des Summenindex sowie dunkleres Türkis in der 2D-Darstellung sind durch eine Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit bei immer noch gutem Wachstum bedingt. Im warm-trockenen Klimabereich weisen Werte unter 0,4 für den Summenindex und dunkle Farben in der 2D-Darstellung auf niedrige Werte für Vorkommenswahrscheinlichkeit und Wachstum, also schlechte Standorteignung, hin. Für die Buche überlagerten sich Vorkommenswahrscheinlichkeit und Wachstum ähnlich deutlich. Es ergab sich ein relativ eindeutiger Klimabereich, in dem die Standorteignung sowohl im Hinblick auf Risiko als auch auf Produktivität positiv zu bewerten ist. Dieser lag bei Niederschlägen über 900 mm und Temperaturen über 8 °C. Ein etwas unübersichtlicheres Muster zeigten die Artantwortkurven für die Weißtanne. Dies lag daran, dass hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten und gutes Wachstum gegensätzlich verteilt waren. Dies wird in der zweidimensionalen Darstellung durch blaue Farben im Bereich höherer Niederschläge und grüne Farben im Bereich niedriger Niederschläge sichtbar. Ob dies tatsächlich die Ökologie der Art widerspiegelt, oder die zugrunde liegenden Modelle auf einer die Art nicht ausreichend beschreibenden Datengrundlage beruhen, lässt sich an dieser Stelle nicht klären.

Die drei Arten Kiefer, Traubeneiche und Stieleiche unterschieden sich in ihrer klimatischen Standorteignung deutlich von den drei vorherigen Arten. Sie hatten alle im wärmeren und trockeneren Klimabereich Deutsch-

lands ihre Optima der kombinierten Standorteignung. Gute Standorteignungen herrschten für sie bei Niederschlägen unter 900 mm. Das Optimum der Kiefer lag bei dieser Darstellung sehr deutlich im warm-trockenen Klima. Dies lag daran, dass Vorkommen und Wachstum positiv korreliert waren. Die beiden Eichenarten waren auf Grundlage des verwendeten Datensatzes weniger gut zu modellieren (für das Wachstum lag nur eine Zeitperiode vor). Dennoch wurde der Unterschied zwischen den beiden Arten sichtbar. Günstige Bedingungen für die Traubeneiche erstrecken sich auch in den Bereich etwas höherer Niederschläge, wohingegen die Stieleiche ähnlich wie die Kiefer, jedoch noch nicht ganz so extrem, am Ende des warm-trockenen Klimagradienten Deutschlands besonders geeignet ist.

Anhand der Karten für Baden-Württemberg ließen sich Gebiete mit hohen Werten für die kombinierte Standorteignung erkennen. Die Wuchsgebiete bzw. Naturräume haben sich deutlich voneinander abgegrenzt. So war die Standorteignung für Fichte, Buche und Tanne im Schwarzwald und Odenwald sowie auf der Schwäbischen Alb gut, wohingegen die Kiefer und die beiden Eichen ein umgekehrtes Muster zeigten. Die Kiefer hatte insgesamt relativ geringe Werte in Baden-Württemberg, außer im Schichtstufenland, das durch helles Türkis ins Auge fällt. Die Traubeneiche hatte insgesamt bessere Werte als die Kiefer und fand günstige Bedingungen ebenfalls im Schichtstufenland und zusätzlich in der Oberrheinebene.

### 3.3.2 ÄNDERUNGEN DER STANDORTEIGNUNG UNTER KLIMAWANDEL

Wie schon durch das Vorkommens- und Wachstumsmodell angezeigt, wirkt sich der Klimawandel unterschiedlich auf die untersuchten Arten aus. Die kombinierte Standorteignung in Form des Summenindex ging für die Fichte deutschlandweit sowie in Baden-Württemberg zurück (Abb. 11). Ebenso, wenn auch nicht ganz so extrem, verhielt es sich für Buche und Weißtanne. Für Kiefer, Traubeneiche und Stieleiche verbesserte sich die Standorteignung. In Baden-Württemberg entwickelten sich 20–25% der gesamten Fläche für diese Arten negativ und 75–80% positiv.

Diese Übersichtsdarstellung ist natürlich nicht räumlich explizit und eine Kartendarstellung ist für die weitere Interpretation notwendig (Abb. 11). Anhand der Karten für die Veränderung der kombinierten Standorteignung (ebenfalls Summenindex) wurde sichtbar, dass sich die Naturräume deutlich abzeichnen. Für die Fichte wurde eine Verschlechterung der Standorteignung für über 80% Flächenanteil modelliert (Abb. 6). Interessant ist die Verbesserung der Standorteignung für die Buche in heutigen „Fichten-Regionen“, dem höheren Lagen des Schwarzwalds und der Schwäbischen Alb. Auch im Kraichgau, wo bereits heute günstige Bedingungen modelliert wurden, verbesserte sich die Standorteignung. Für die Weißtanne wurde trotz einer Verringerung der Standorteignung über die Fläche Baden-Württembergs von über 80% im gesamten Schwarzwald für das regionalisierte Klimaszenario RCP 8,5 eine deutliche Verbesserung der Standorteignung modelliert.

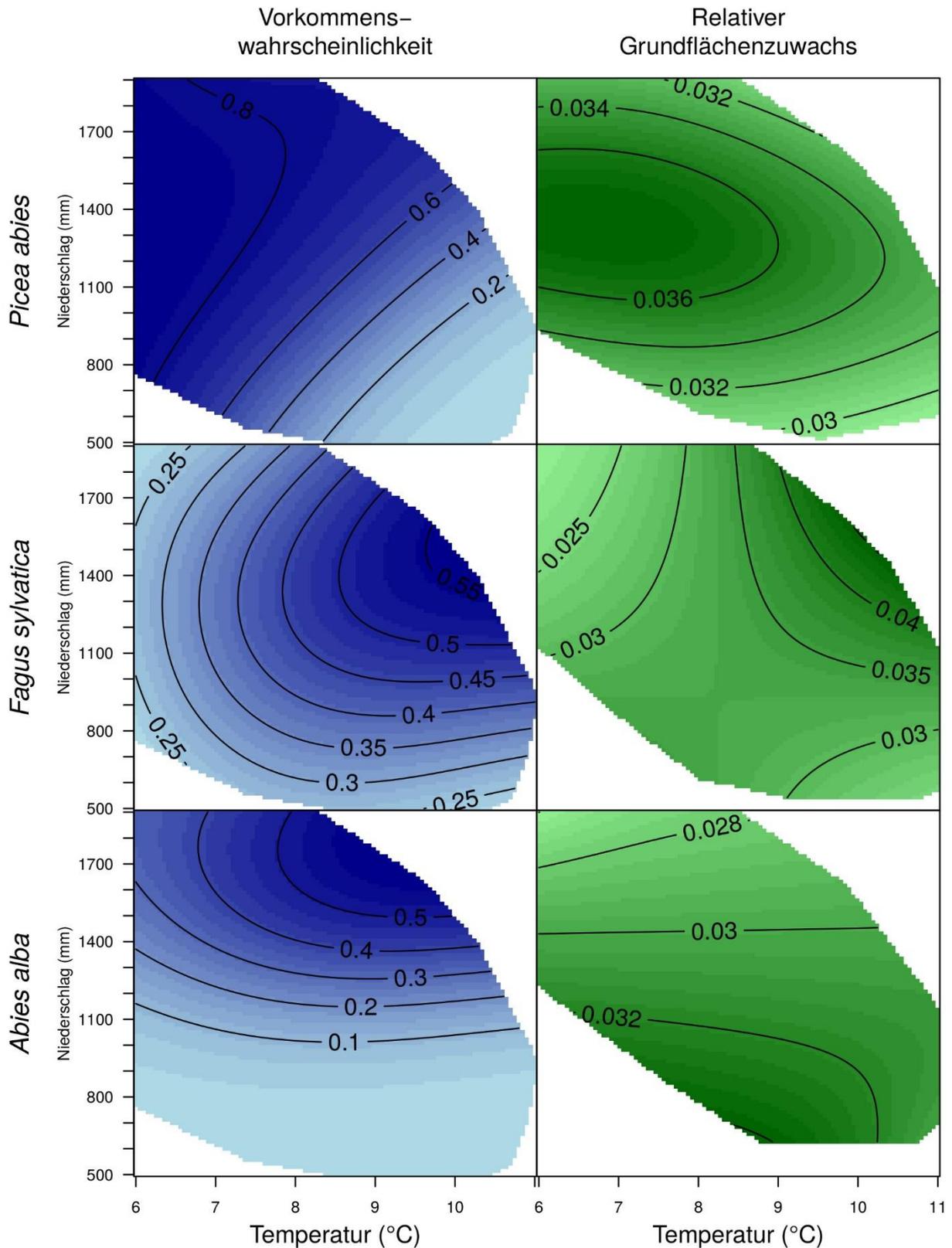
Für die drei Arten Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche lagen Flächen mit Verbesserung der Standorteignung in den niedriger gelegenen Bereichen Baden-Württembergs. Für die Kiefer verbesserten sich die Bedingungen im Schichtstufenland, im nordöstlichen Alpenvorland und teilweise im Oberrheingraben. Interessant ist der Unterschied zwischen den beiden Eichenarten. Während für die Stieleiche eine Verbesserung im Schichtstufenland modelliert wurde, ist die Entwicklung laut Modell für die Traubeneiche moderat negativ. Für beide Eichenarten verbessern sich jedoch die Bedingungen im Alpenvorland und im Norden Baden-Württembergs.

### 3.4 SCHWERPUNKTREGIONEN

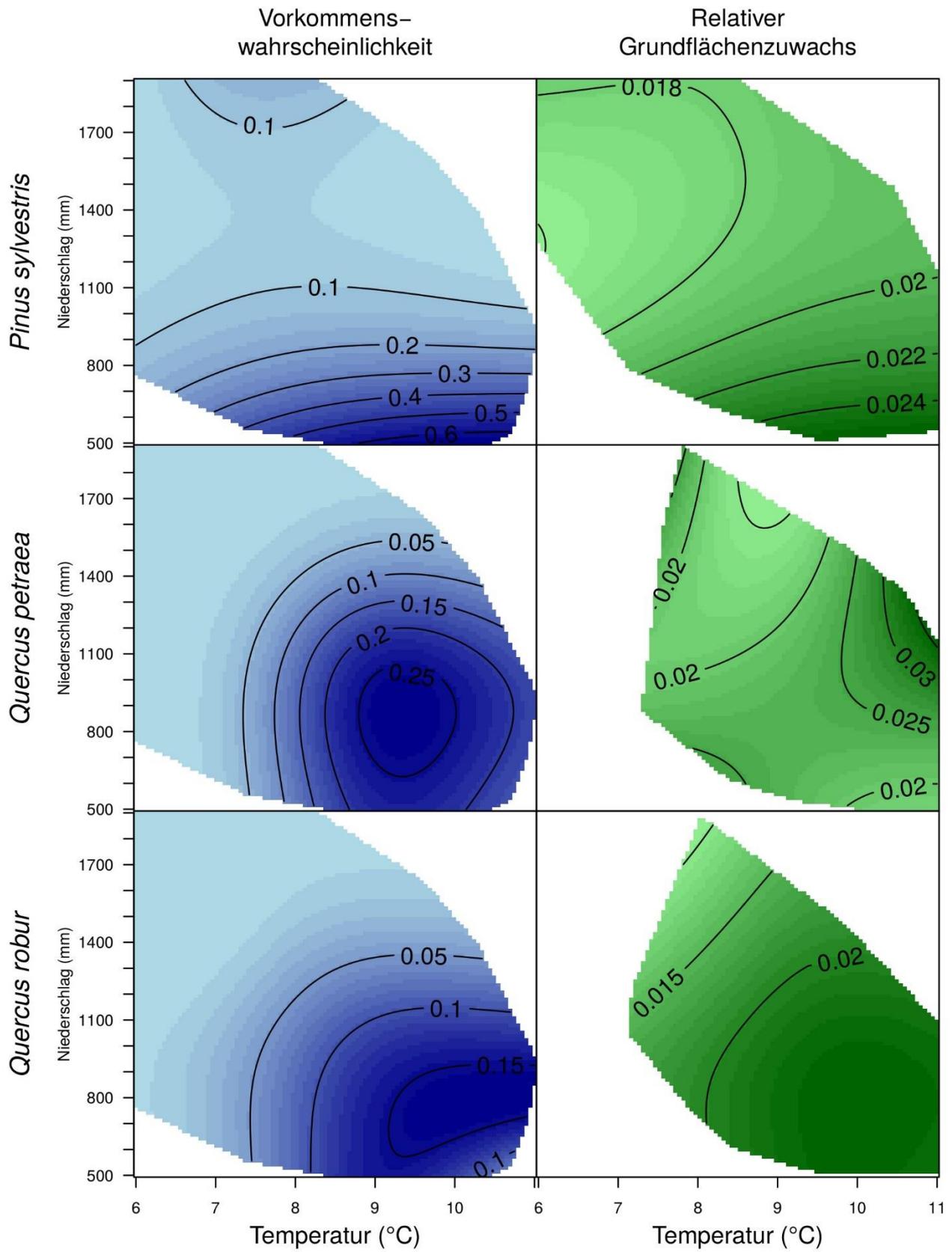
Auf Basis der kombinierten Standorteignungskarten für das heutige und zukünftige Klima konnten Flächen in Baden-Württemberg identifiziert werden, auf denen es voraussichtlich zu stärkeren Veränderungen in der Standorteignung für die aktuell dort vorkommenden Arten kommen wird. Dazu wurde die Veränderung der Standorteignung (Abb. 11) mit dem tatsächlichen Vorkommen der Arten gemäß der BWI 3 kombiniert (Abb. 12, S. 48).

Es zeigte sich, dass sich in Baden-Württemberg tatsächlich vielerorts Fichtenbestände befanden, für die eine Verschlechterung der Standorteignung mit dem Klimawandel wahrscheinlich ist (Abb. 12). Nur in den Hochlagen des Schwarzwaldes gibt es Fichtenbestände, für die sich unter Klimawandel die Standorteignung eventuell verbessert. Für aktuelle Buchenbestände wurde ebenfalls eine Verschlechterung modelliert, wenn auch nicht so stark. Es gab nur wenige BWI-Punkte, an denen Buchenbestände verkamen und eine positive Veränderung der Standorteignung modelliert wurde (auch deutschlandweit, Anhang 11). In Bereichen, in denen eine Verbesserung der Standorteignung berechnet wurde, kamen Buchen auch vor, jedoch unter dem für die Ableitung der Schwerpunktregionen festgelegten Basalflächenanteil. Die anderen Arten kamen in wesentlich geringerem Maße in Baden-Württemberg vor. Veränderungen der Standorteignung waren überwiegend positiv, und wenn dann nur leicht negativ. Daher spielten diese Arten relativ zu Fichte und Buche bei der Ableitung von Schwerpunktregionen eine geringere Rolle.

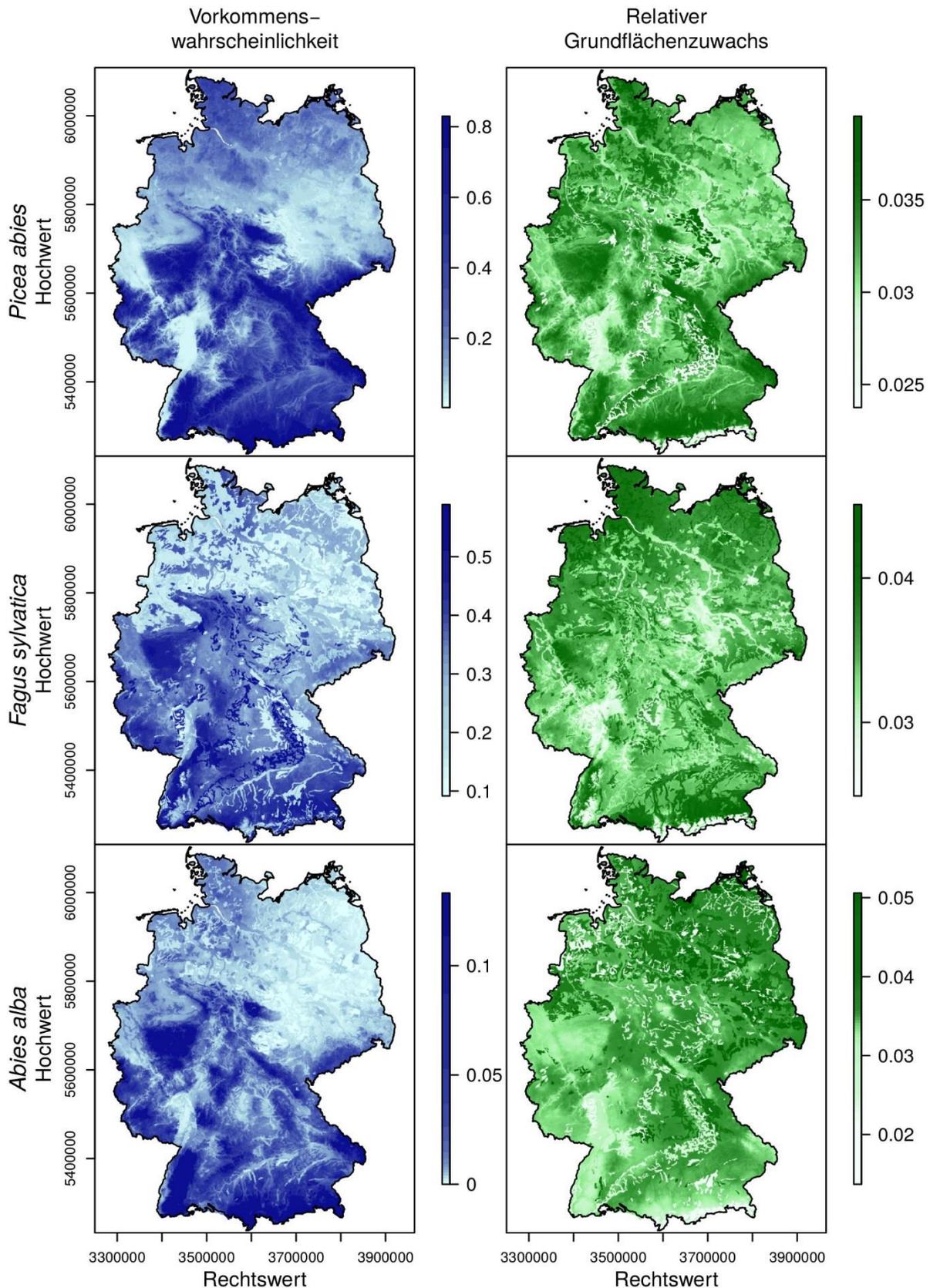
Die einzelnen Karten wurden integriert um einen Gesamtüberblick über erwartete Schwerpunktregionen für negative Klimafolgen zu bekommen. Das Muster der Schwerpunktregionen war stark durch die Signale der Fichte und Buche geprägt (Abb. 13; für deutschlandweite Schwerpunktregionen siehe Anhang 12). Von negativen Veränderungen betroffener Wald befand sich am südöstlichen und nordwestlichen Rand der Schwäbischen Alb, in der Landschaft zwischen Schwäbischer Alb und Nordschwarzwald, in der Region Bodensee und am südlichen Rand des Odenwalds. Deutlich wurde, dass bei der verwendeten Methode das Oberrheintal nicht als Schwerpunktregion eingestuft wurde.



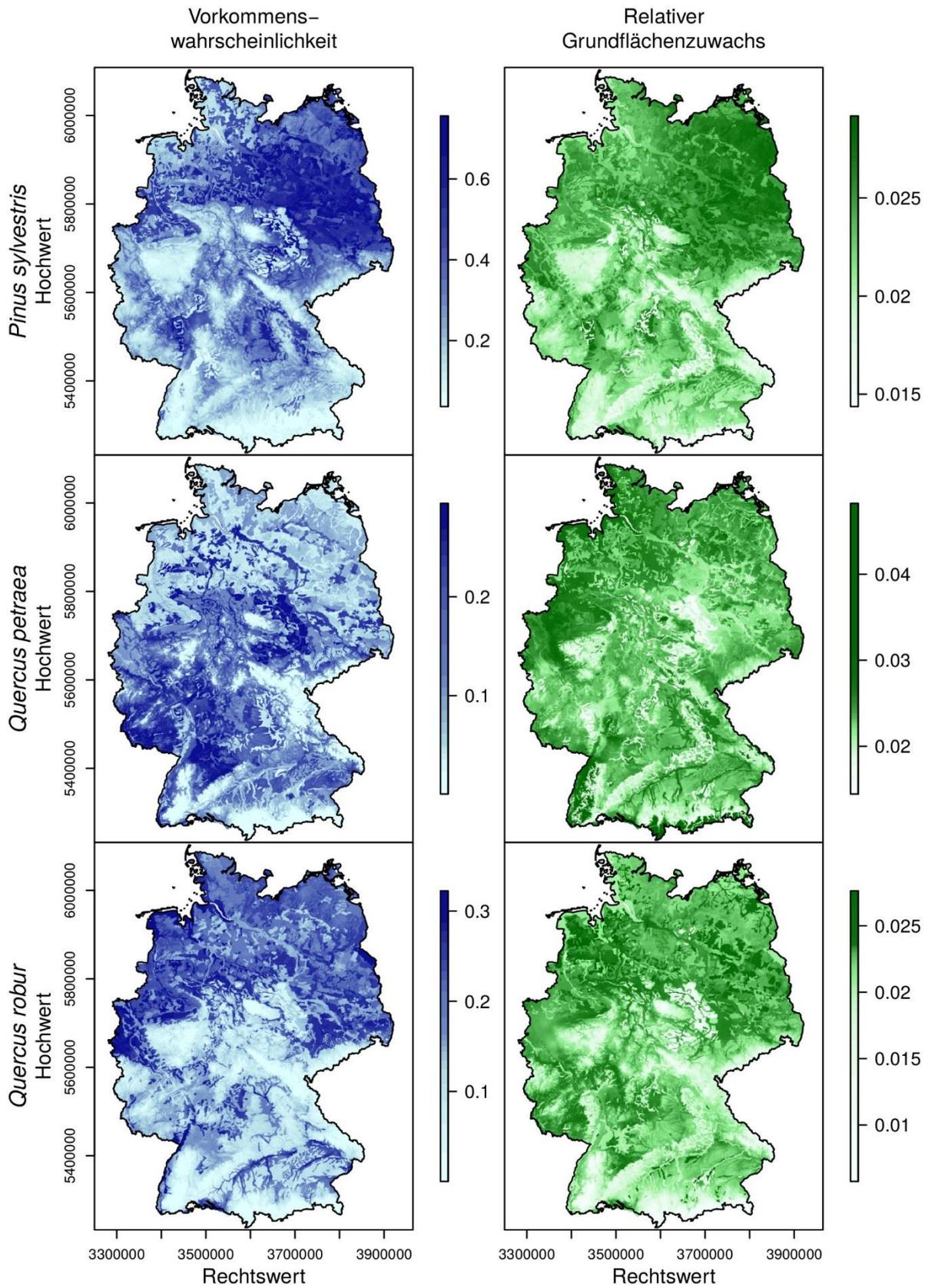
**Abbildung 3: Artantwortkurven für SDM und Wachstum für Cambisol (Braunerde) und den artspezifischen Median der Bestandesbasalfläche ihrer Vorkommen. Artantwortkurven für die andern Bodentypen zeigen dieselben Muster und liegen lediglich insgesamt bei höheren bzw. niedrigeren Werten (für den Boden wurde im Modell keine Interaktion berücksichtigt). (EPSG-Code: 31467)**



Fortsetzung Abb. 3



**Abbildung 4: Deutschlandkarten für Verbreitung und Wachstum der sechs Hauptbaumarten für das aktuelle Klima. Die Verbreitungsmuster entsprechen nicht unbedingt genau den heute zu beobachtenden, z. B. bei der Tanne. Sie entsprechen vielmehr den unter den vorherrschenden Bedingungen möglichen Mustern, die nach Anwendung der ermittelten Zusammenhänge entstanden sind. (Gauß-Krüger-Koordinaten, Zone 3; EPSG-Code: 31467)**



Fortsetzung Abb. 4

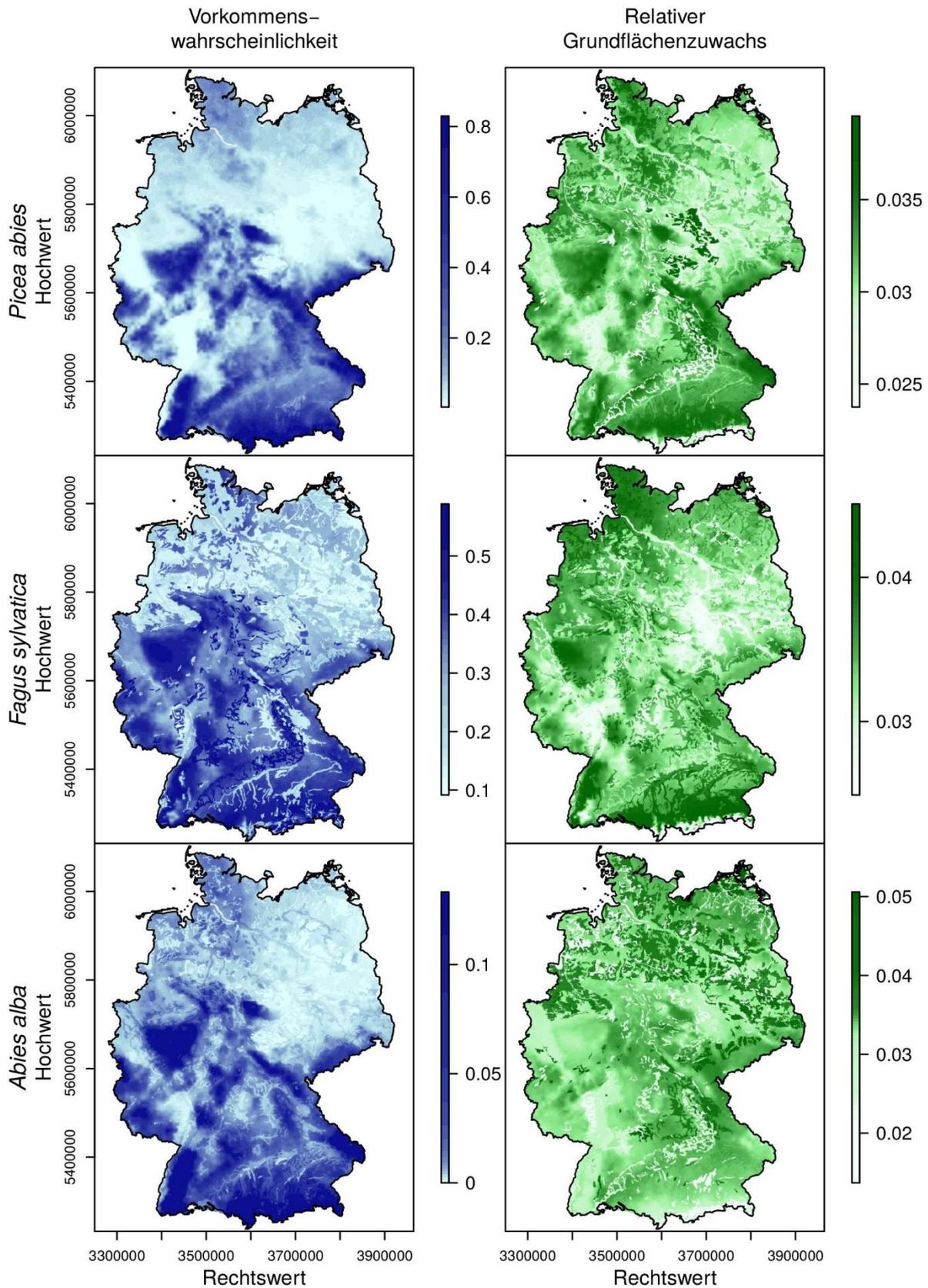
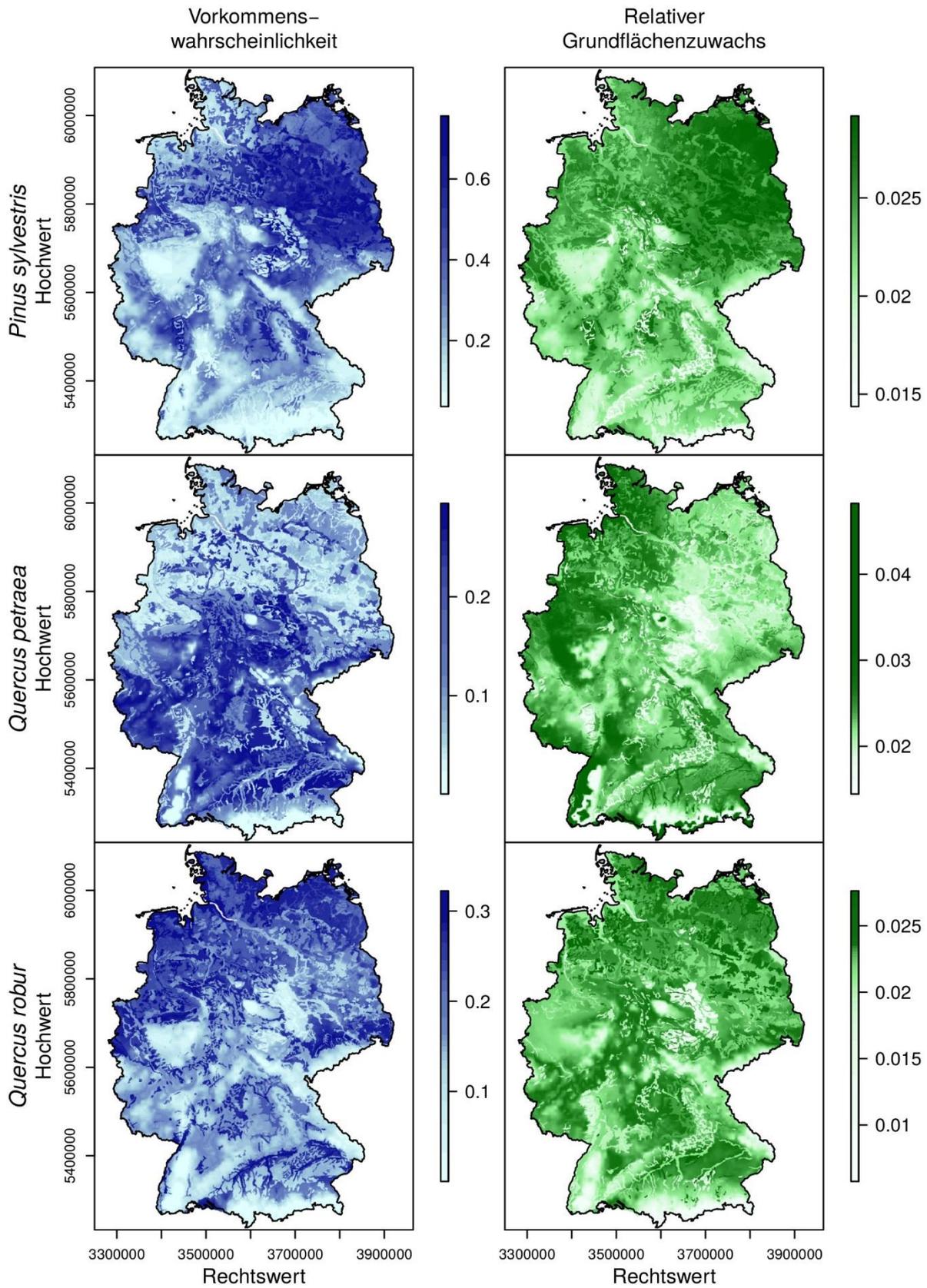


Abbildung 5: Deutschlandkarten für Verbreitung und Wachstum für das regionalisierte Klimaszenario RCP 8,5 für das Jahr 2050 (Sedlmeier und Schädler 2015). Im Vergleich zu den Karten für das aktuelle Klima sind Unterschiede zu erkennen. Die größten Unterschiede treten bei der Verbreitung der Fichte im Sinne einer Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit in großen Gebieten auf. (EPSG-Code: 31467)



Fortsetzung Abb. 5

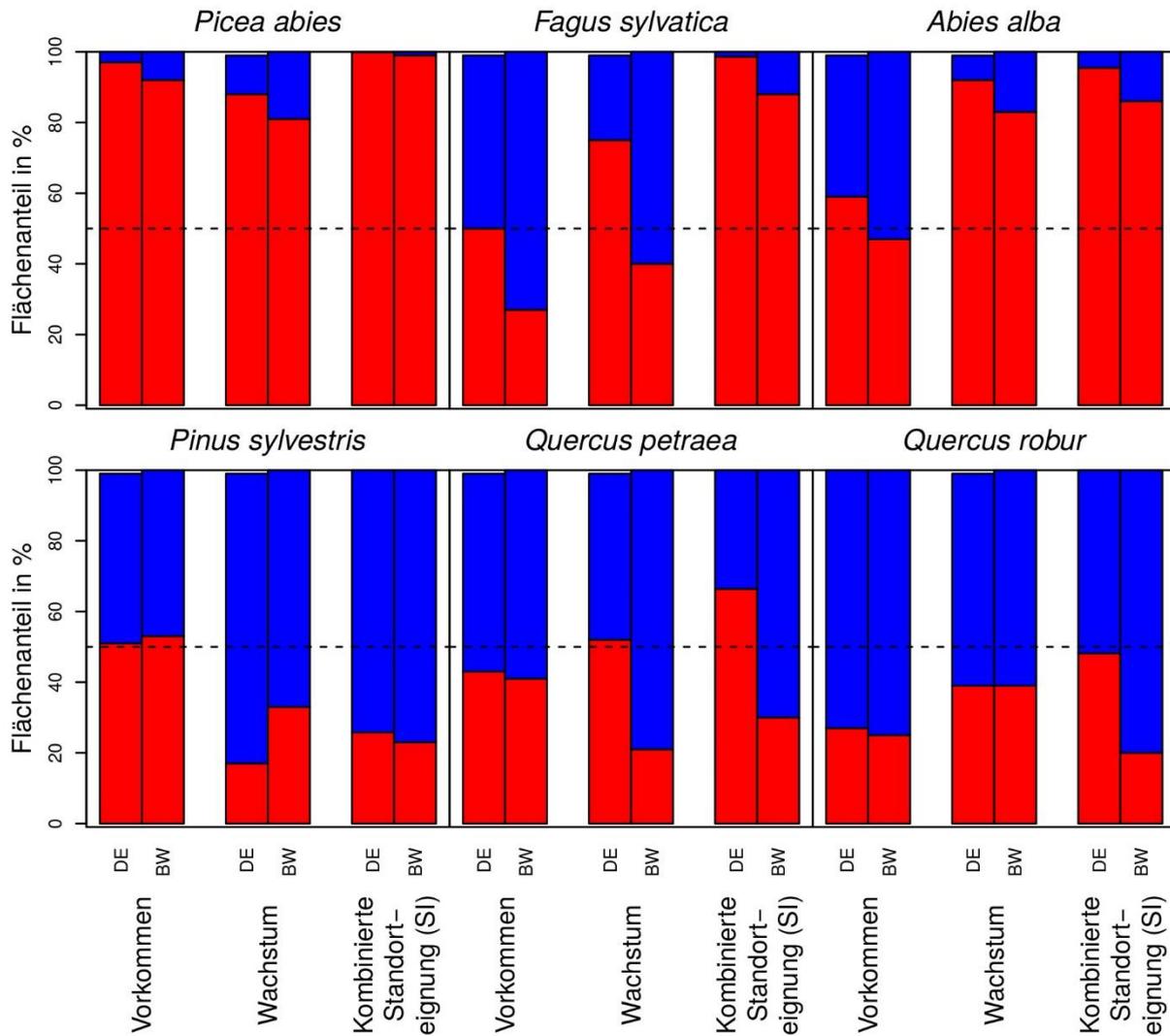


Abbildung 6: Flächenanteile für Deutschland und Baden-Württemberg, für die sich die Standorteignung unter Klimawandel positiv (blau) und negativ (rot) verändert. Es wird deutlich, dass die geeignete Fläche für Fichte, Buche und Weißtanne zurückgeht und für Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche zunimmt.

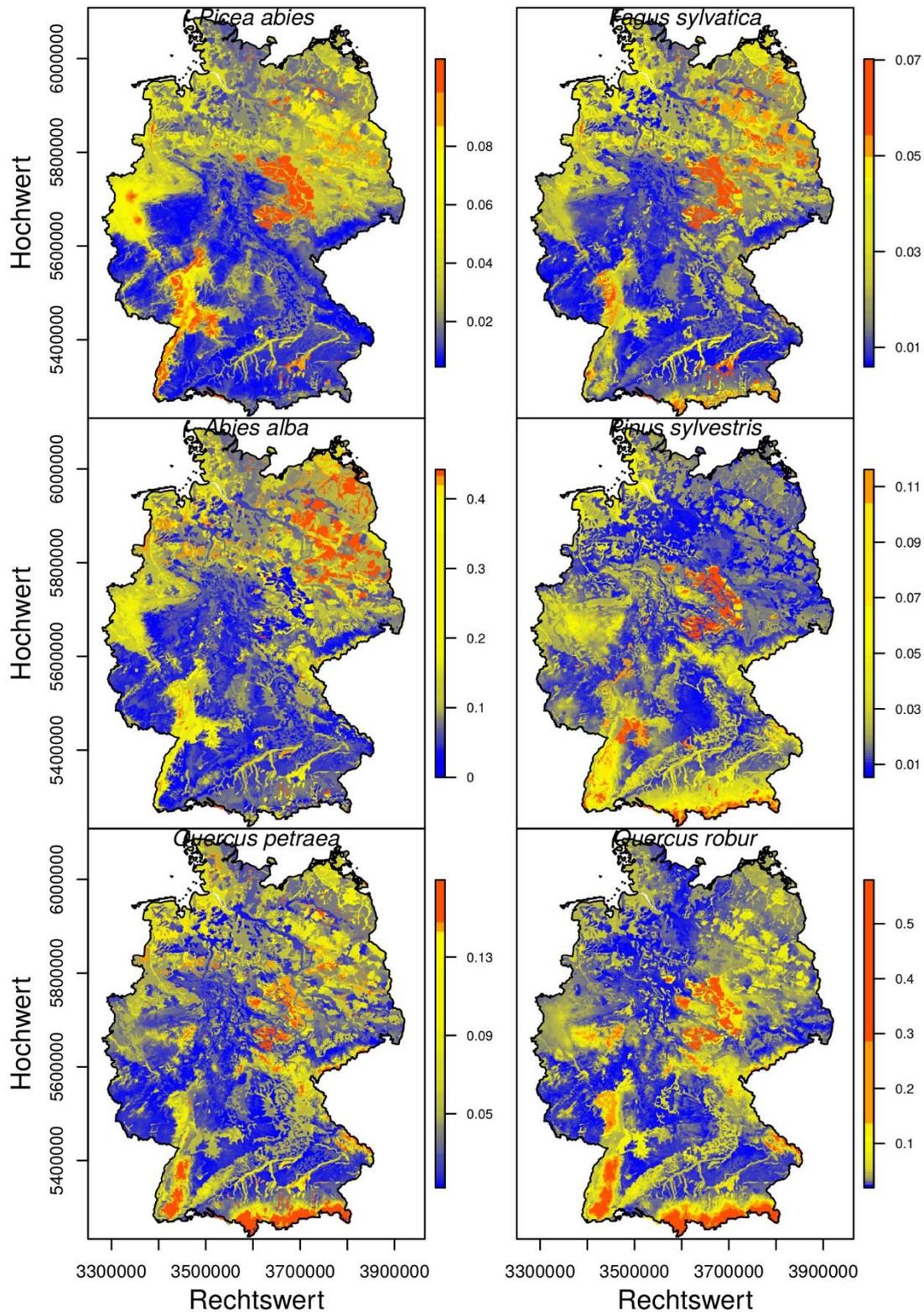
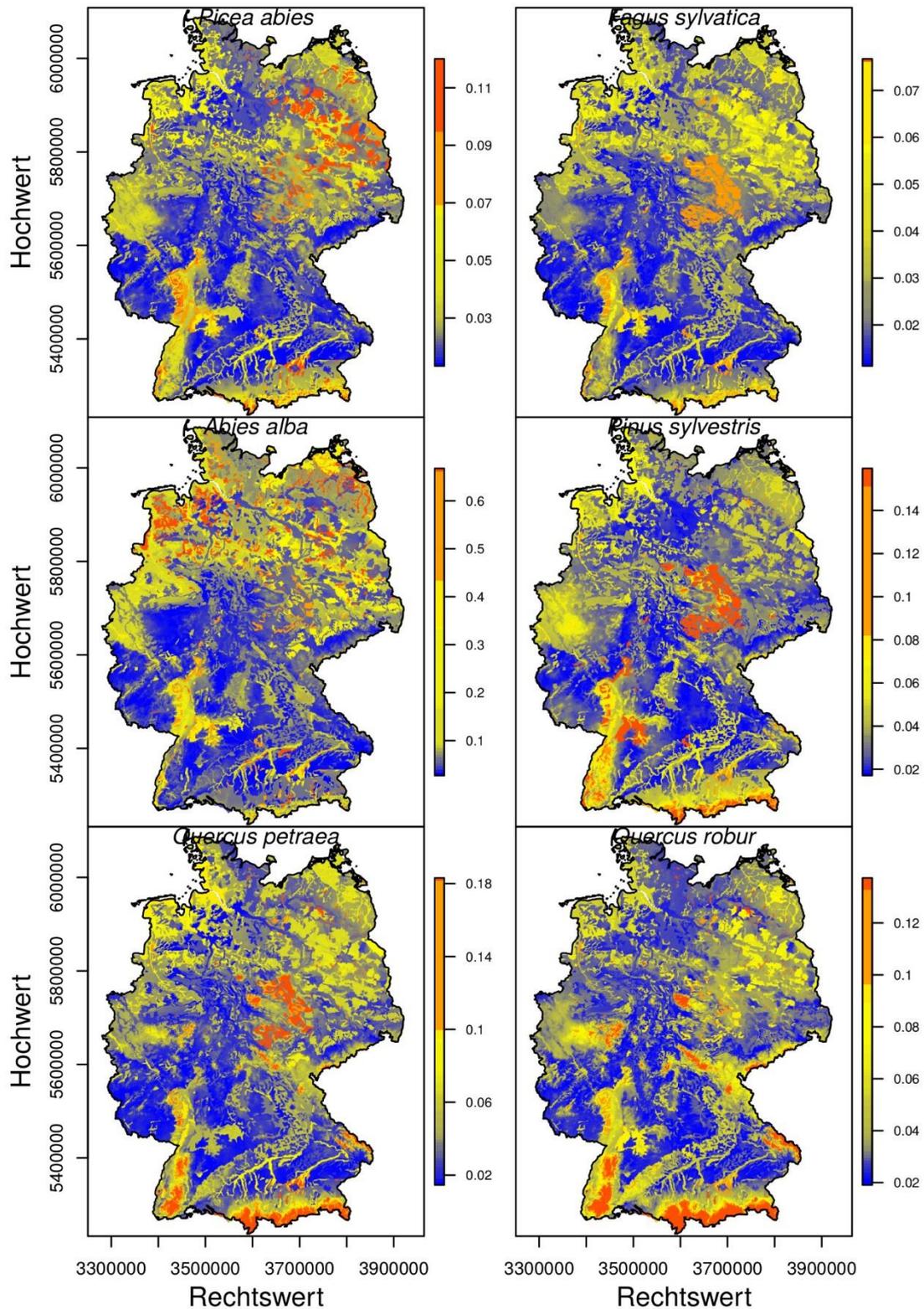
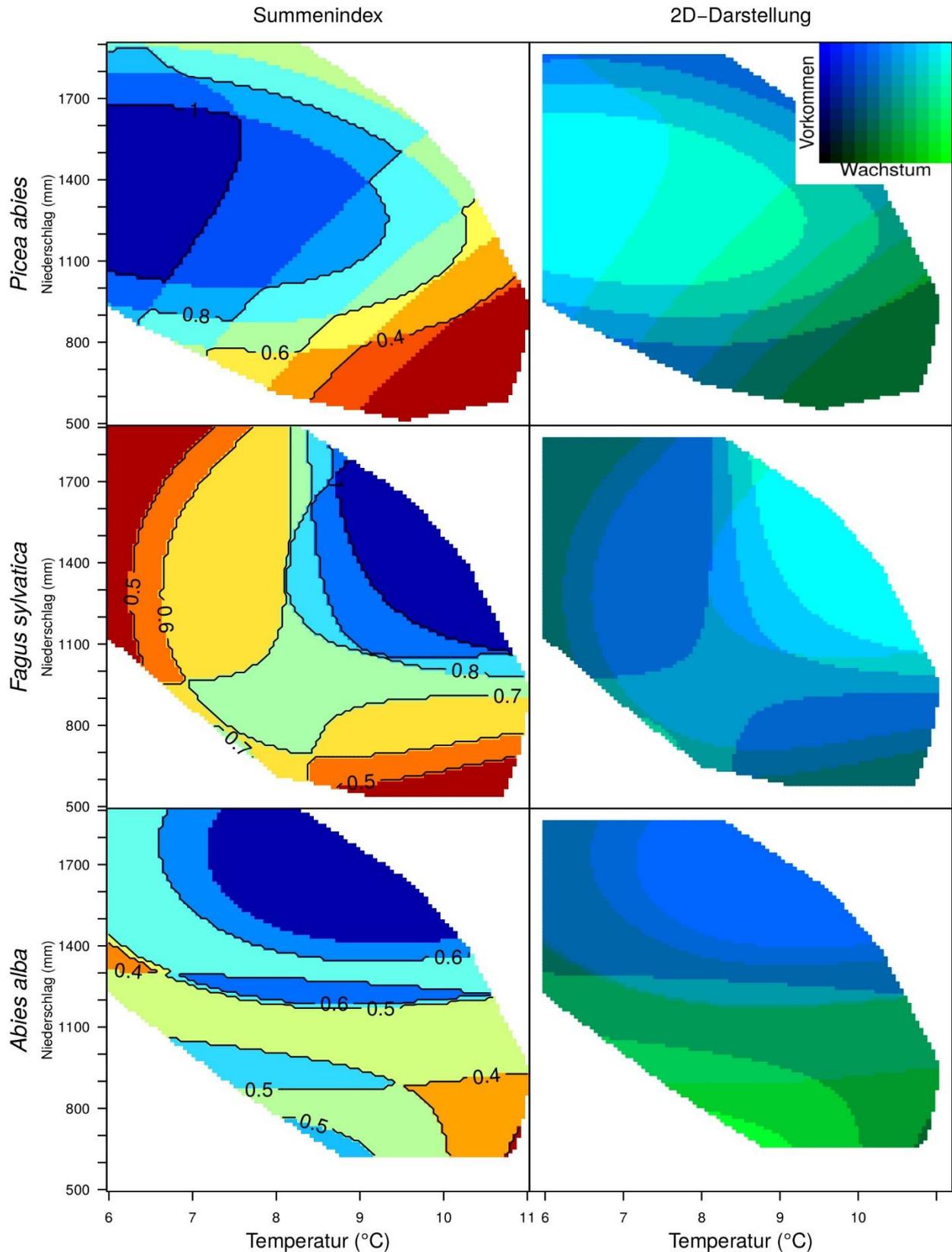


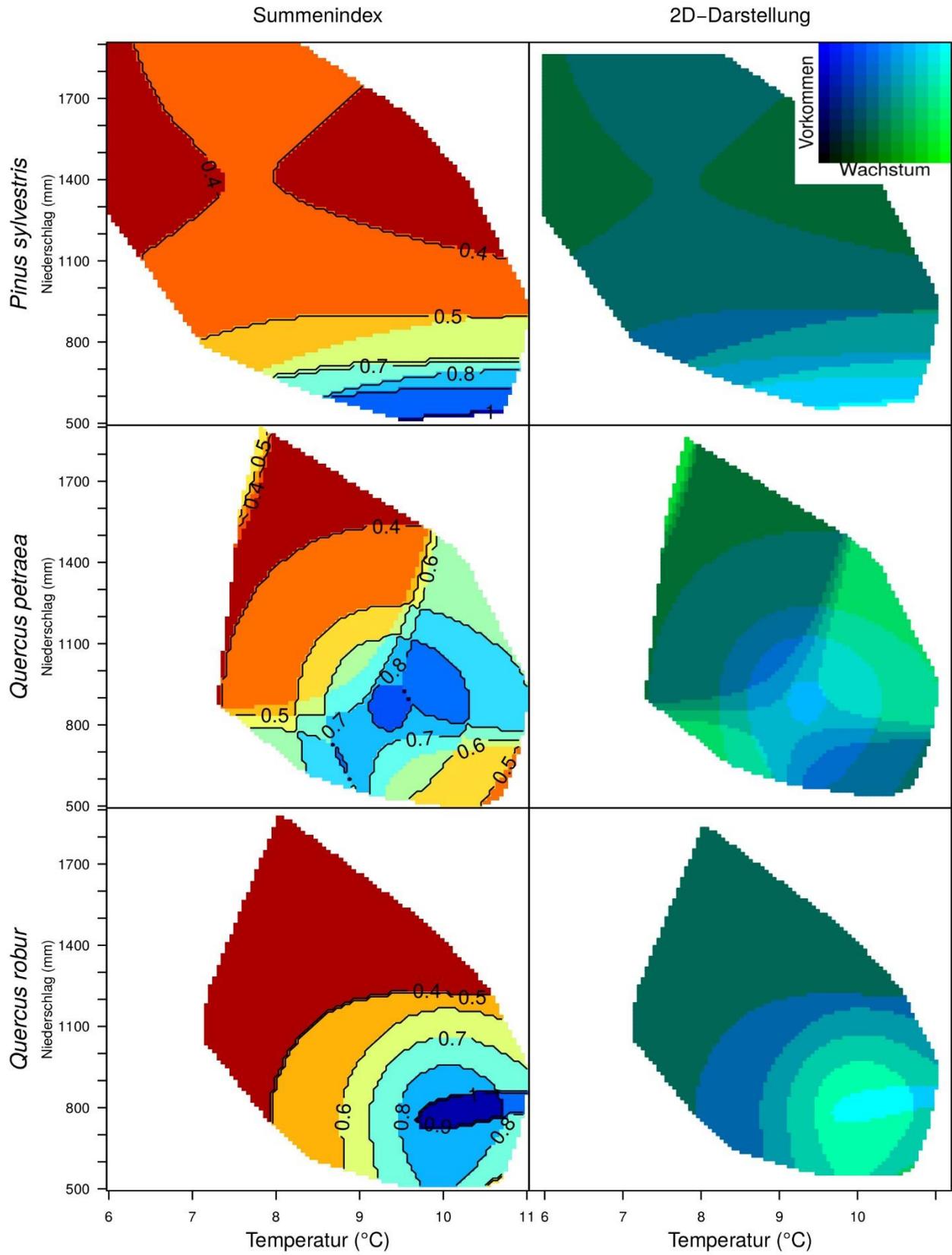
Abbildung 7: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Artverbreitungsmodells unter aktuellem Klima. Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Geringe Prognoseunsicherheit gibt es in Regionen, in denen eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit modelliert wurde bzw. viele Präsenzen im Datensatz waren. Hohe Prognoseunsicherheit gibt es demnach in Regionen, für die eine geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit prognostiziert wurde. (EPSG-Code: 31467)



**Abbildung 8: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Wachstumsmodells unter aktuellem Klima. Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Geringe Prognoseunsicherheit gibt es in Regionen, in denen es viele Datenpunkte gab. Das Muster ähnelt daher dem der Artverbreitungsmodelle. (EPSG-Code: 31467)**



**Abbildung 9:** Artantwortkurven für die kombinierte Standorteignung. Der Summenindex ermöglicht eine eindimensionale, einfache Darstellung bei der blaue Farben gute Standorteignung anzeigen. Die 2D-Darstellung im RGB-Farbraum ermöglichte eine differenziertere Auswertung, da ersichtlich ist, ob bei mittlerer Standorteignung Vorkommen oder Wachstum niedrig sind. Es wurden für diese Darstellung analog zu den Artantwortkurven der Modelle Cambisol (Braunerde) und der artspezifische Median der Bestandesbasalfläche verwendet. (EPSG-Code: 31467)



Fortsetzung Abb. 9

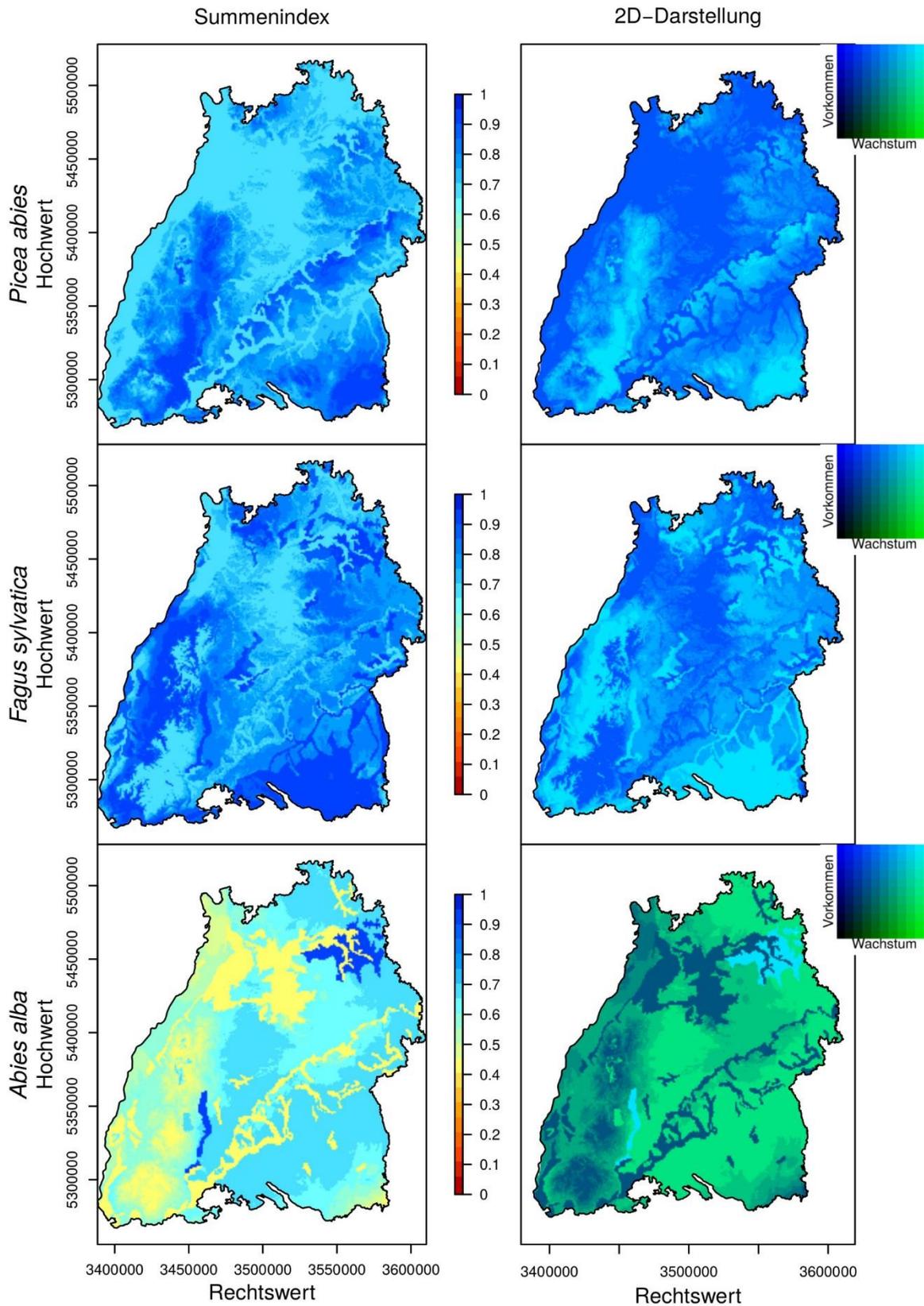
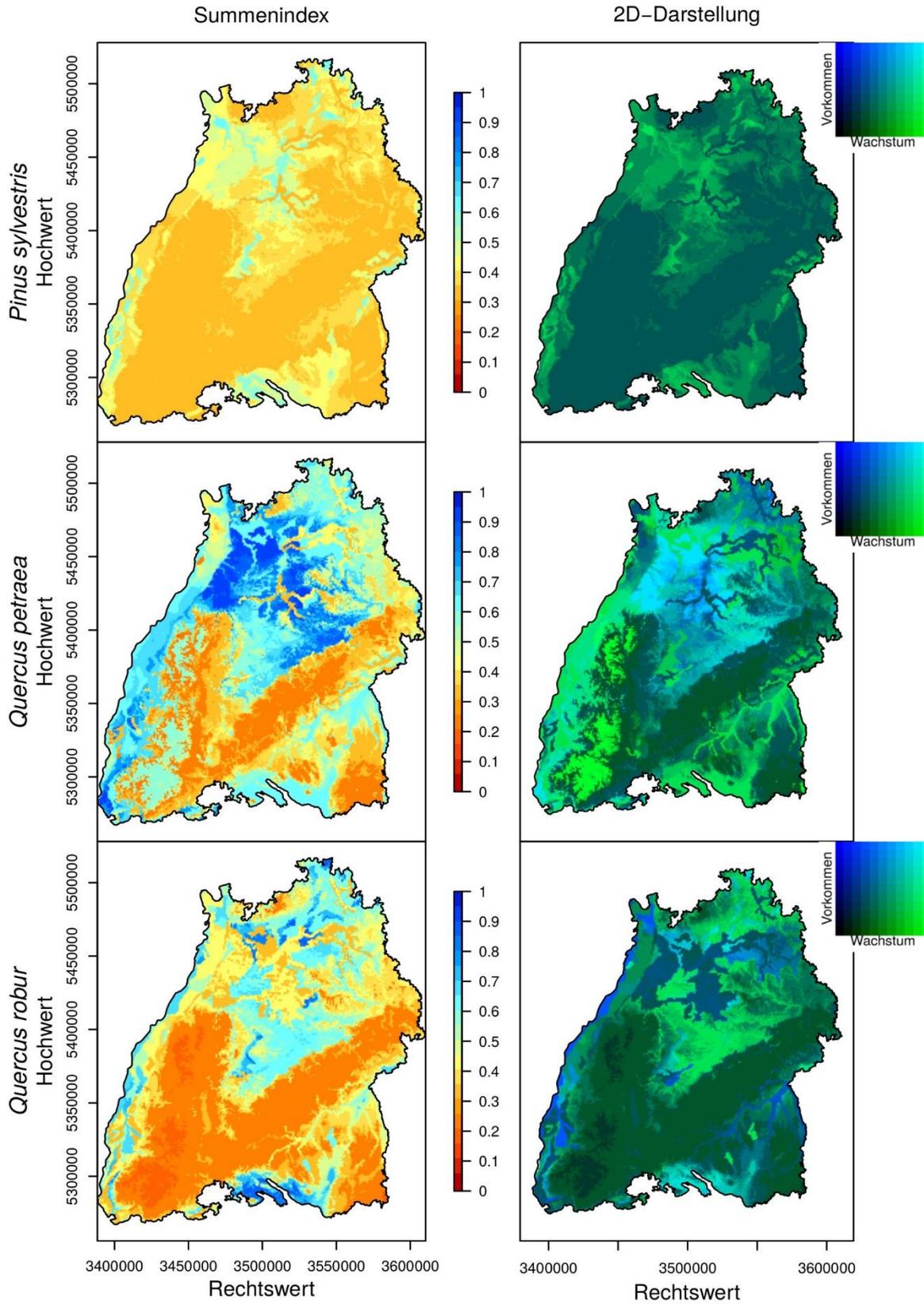
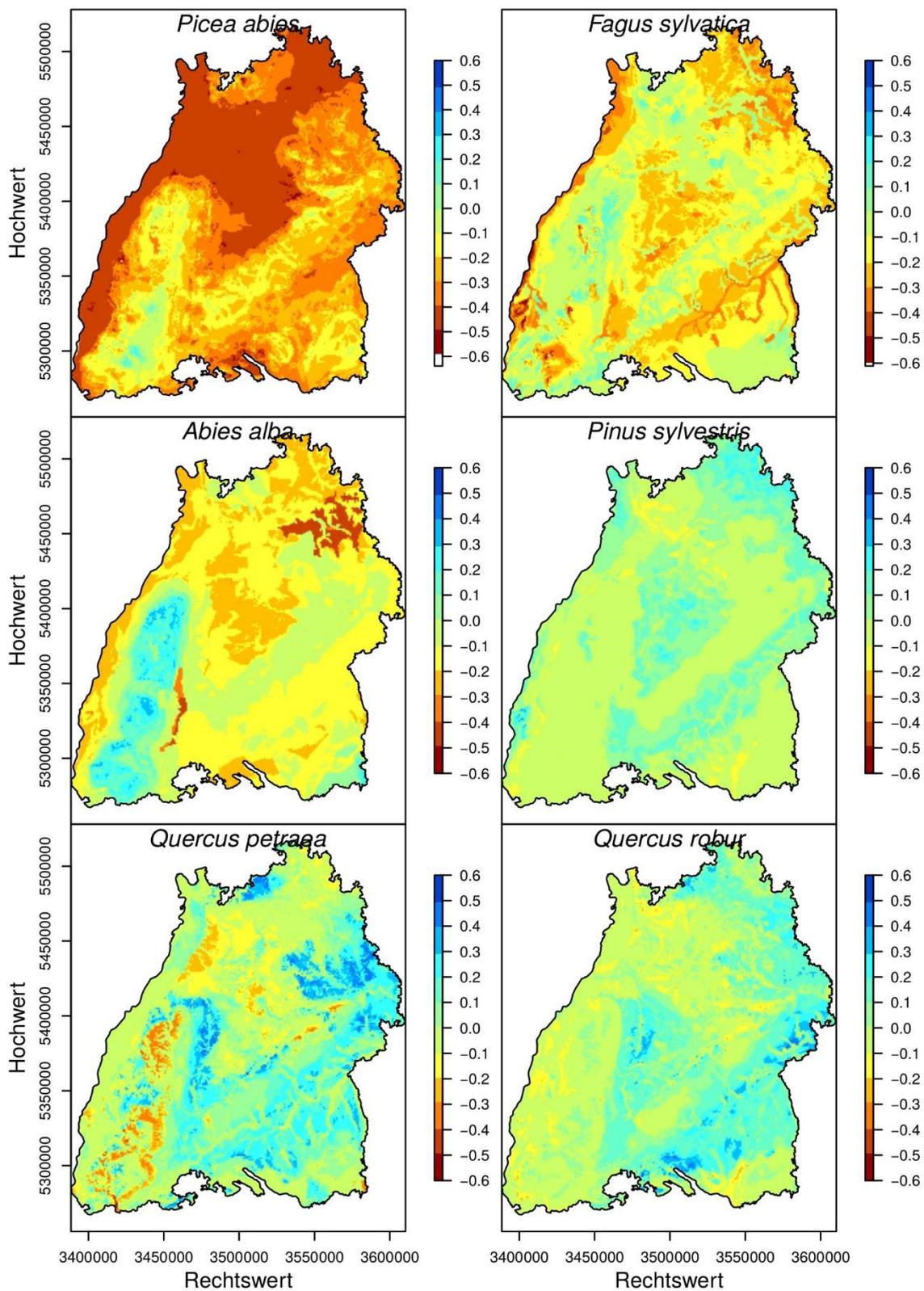


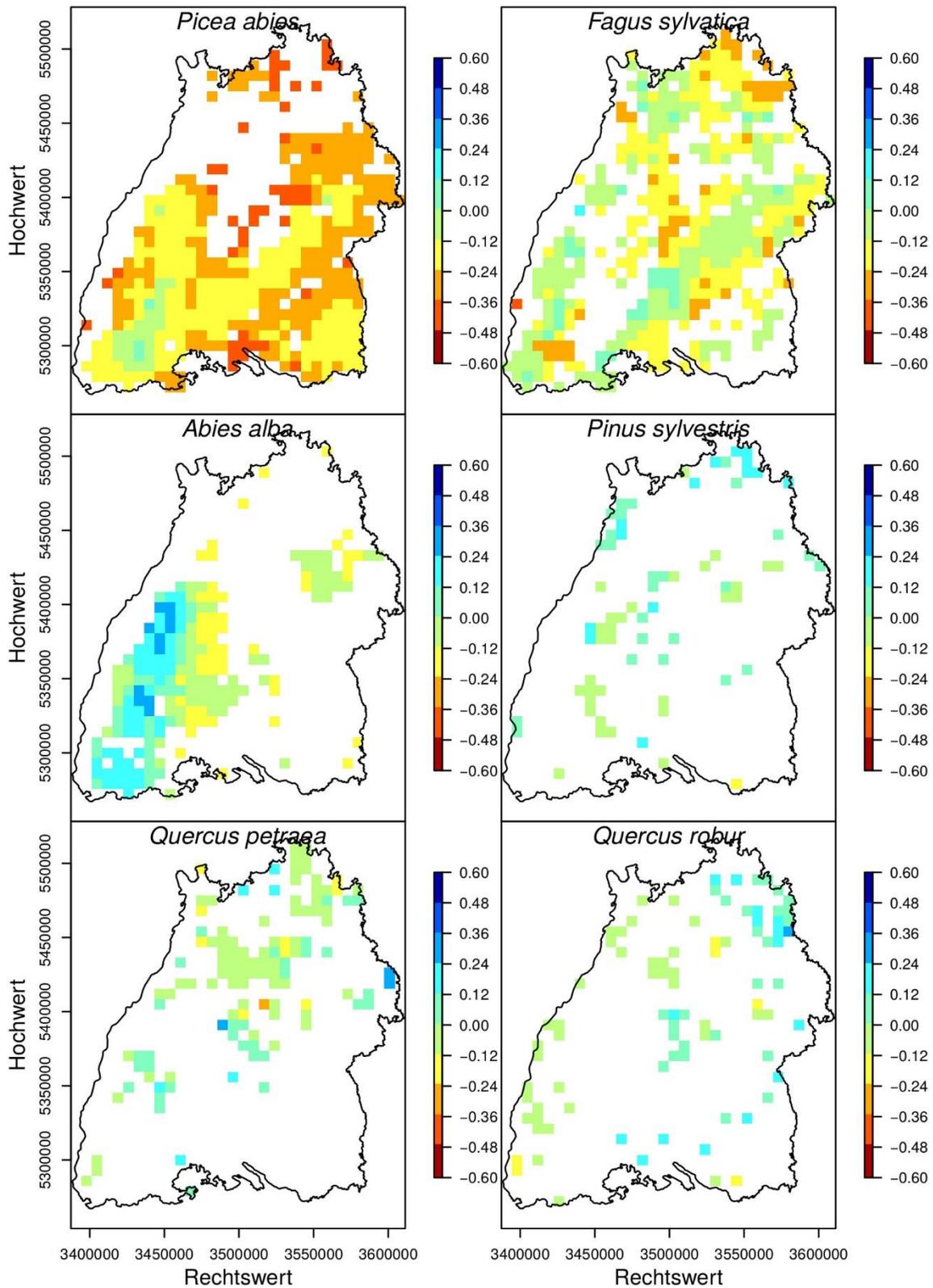
Abbildung 10: Anhand der kombinierten Standorteignung lassen sich Regionen in Baden-Württemberg, die unter aktuellen Bedingungen gut geeignet sind, identifizieren. Dabei treten die Naturräume deutlich hervor (EPSG-Code: 31467)



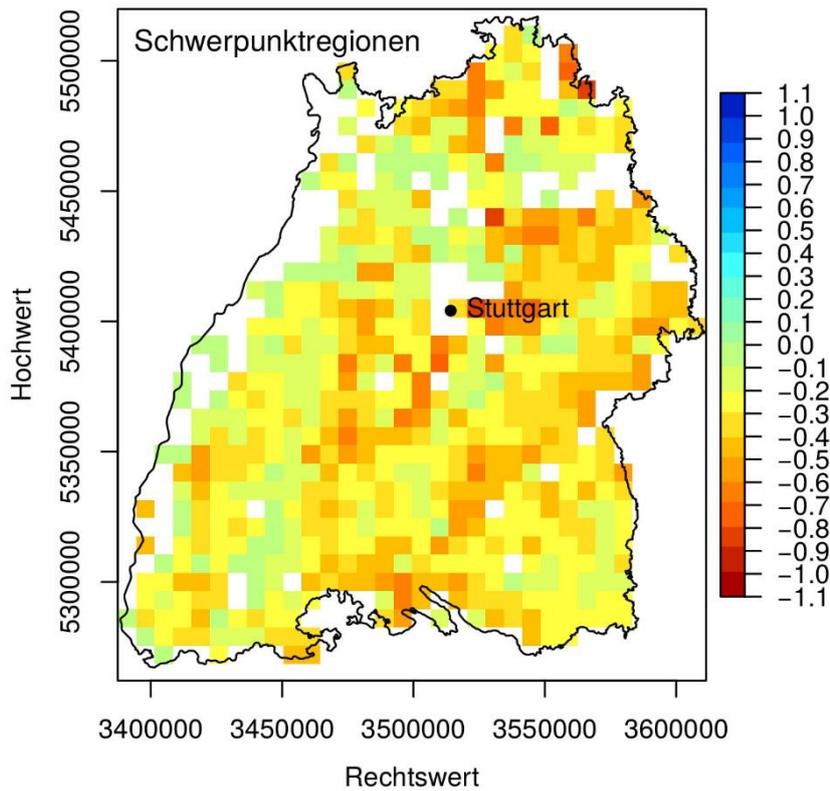
Fortsetzung Abb. 10



**Abbildung 11: Veränderungen der Standorteignung unter Klimawandel zeigen sich in dieser Differenzen-Karte. Deutlich wird die stark negative Entwicklung der Standorteignung für die Fichte. Für alle anderen Arten ist eine räumlich differenzierte Bewertung notwendig. (EPSG-Code: 31467)**



**Abbildung 12: Veränderung der Standorteignung unter Klimawandel für Bestände, in denen die jeweilige Art einen hohen Basalflächenanteil aufweist (Basalflächenanteil > Median des Basalflächenanteils aller Vorkommen der Art). Fichten- und Buchenbestände kommen heute an Orten vor, für die eine Verschlechterung der Standorteignung zu erwarten ist. (EPSG-Code: 31467)**



**Abbildung 13: Schwerpunktregionen (in orange-rot) für Klimafolgen und Anpassungsmaßnahmen. Regionen, in denen heute Baumarten mit hohem Basalflächenanteil vorkommen (Basalflächenanteil > Median des Basalflächenanteils aller Vorkommen der Art) befinden sich eher in mittleren Lagen: Ränder der Schwäbischen Alb, in der Landschaft zwischen Schwäbischer Alb und Nordschwarzwald, in der Region Bodensee, südlichen Rand des Odenwalds. (EPSG-Code: 31467)**

# 4 Diskussion

Modelle der Standorteignung sollen als Grundlage für die Entwicklung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel dienen. Dazu ist eine gewisse Vertrauenswürdigkeit der Modelle Voraussetzung. Daher ist es notwendig, modellierte Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und Artantwort mit ökologischem Wissen zu interpretieren und so auf ihre Sinnhaftigkeit zu überprüfen. Außerdem kann ein Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien, die ähnliche Ziele verfolgten, Aufschluss über Stärken und Schwächen verschiedener Ansätze geben.

Wir haben Modelle für die sechs Hauptbaumarten Fichte, Buche, Weißtanne, Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche berechnet. Die Artantwortkurven und räumlichen Muster der Verbreitung waren generell ökologisch plausibel und folgten den Erwartungen (Kölling 2007b; Ellenberg 2009; Brus et al. 2012; Reidl 2013; Hanewinkel et al. 2014). Wachstumsmodelle auf der Datenbasis von Waldinventuren gibt es derzeit noch wenige (z. B. Benito-Garzón et al. 2013; Brandl et al. 2014). Die Beziehung von Standortbedingungen und Wachstum wurde bisher vor allem durch Baumringanalysen untersucht (Babst et al. 2013; Rohner et al. 2016). Jedoch lassen sich die Wachstumsreaktionen der Arten auf das Klima durchaus als ökologisch sinnvoll einordnen – eventuelle Ausnahme bilden Weißtanne und Traubeneiche. Die Erkenntnisse der verschiedenen Modellansätze wurden zu einer kombinierten Standorteignung zusammengefasst. Dies ermöglichte eine gleichzeitige Berücksichtigung der Produktivität und des Risikos und eine formalisierte Identifikation von Schwerpunktregionen des Klimawandels.

## 4.1 GEWINNER UND VERLIERER UNTER KLIMAWANDEL

Die modellierten Arten lassen sich in zwei Gruppen einteilen. Fichte, Buche und Weißtanne finden günstige Bedingungen auf der kühl-feuchteren Seite des deutschen Klimagradienten, also eher im heutigen Klima der Mittelgebirge (kollin, montan, Fichte bis subalpin). Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche hatten ihre Optima eher im Warm-Trockenen, in planaren und kollinen Regionen. Dies spiegelt sich auch in Gefährdung und Potenzial unter Klimawandel wieder.

### 4.1.1 FICHTE

Die Fichte wird klar von den meisten Experten als Verlierer des Klimawandels eingestuft (z. B. Kohnle et al. 2008). Auch unsere Modelle und die Ableitung einer kombinierten Standorteignung zeigten dies deutlich. Bezüglich der Modellierung des Vorkommens der Fichte lässt sich nicht mehr viel Neues erfahren, so dass zukünftige Bemühungen vor allem auf Produktivität und Fichten-spezifischen Risiken fokussiert werden können.

Als Maß für die Produktivität kann neben dem radialen Baumwachstum, das hier verwendet wurde, auch die Bonität (*site index*) verwendet werden. Brandl et al. (2014) fanden anhand ihres BWI-basierten Modells für den *site index* ebenfalls, dass die Fichte gutes Wachstum bei höheren Temperaturen zeigt, sofern die Wasserversorgung ausreichend ist. Allerdings sind die Ergebnisse wegen der Verwendung sehr unterschiedlicher Variablen nicht ganz eindeutig vergleichbar. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Optima für Vorkommen (und damit geringes Risiko) und Produktivität für die Fichte voneinander abweichen und geringes Risiko automatisch mit geringeren Erträgen verbunden ist.

Die quantitative Bestimmung des Risikos für die Fichte ist daher wichtig zur Risikovermeidung bei möglichst großen Erträgen. Dazu erscheint der beste Weg eine direkte Modellierung der einzelnen Risiken, begonnen bei Windwurf, Borkenkäfer-Massenvermehrungen und durch extreme Witterung bedingte Dürreperioden (Hanewinkel et al. 2011; Albrecht et al. 2012).

#### 4.1.2 BUCHE

Es wurde für Vorkommen und Wachstum ein positiver Zusammenhang modelliert. Dies zeigte sich deutlich in der kombinierten Standorteignung, die unter warmen, jedoch gut relativ Niederschlagsreichen Bedingungen am besten war. Ein negativer Zusammenhang der Vorkommenswahrscheinlichkeit mit warmen und trockenen Bedingungen wurde bereits von anderen Autoren beschrieben (Jump et al. 2006; Scharnweber et al. 2011; Mette et al. 2013). Geringe Vorkommenswahrscheinlichkeiten im östlichen Deutschland sind auch klar auch bei Hanewinkel et al. (2014) zu sehen. Höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten im bayerischen Alpenvorland und niedrige im Oberrheinischen Tiefland stimmen ebenfalls trotz unterschiedlicher Skalen überein.

Die Buche behält vermutlich trotz des Klimawandels ziemlich sicher ihre zentrale Rolle im Waldgefüge Mitteleuropas (Ammer et al. 2005). Nach unseren Modellen kommt es zwar zu einer relevanten Verschlechterung der Standorteignung auch in Bereichen, wo sich heute Buchenwälder befinden (Abb. 6, 12 und Anhang 11), doch ist dies lange nicht so stark der Fall, wie für die Fichte. Da in Regionen, in denen es aktuell keine Buchenbestände (an den BWI-Aufnahmepunkten) mit einem hohen Basalflächenanteil gibt, eine Verbesserung der Standorteignung der Buche prognostiziert wurde, ist die Überlegung sinnvoll, die Buche in diesen Regionen zu fördern. Kritische Bereiche sind vor allem im planaren Bereich zu sehen, wohingegen sich die Standorteignung im kollinen und submontanen Bereich verbessert (z. B. im Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb). Es gibt Studien, die eine Erhöhung der Konkurrenzstärke finden, und dass die Buche durchaus auf Böden geringer Wasserspeicherkapazität bestehen kann (Gärtner et al. 2008b; Kohnle et al. 2008). Durch die Konkurrenzstärke der Buche ist die Folge eines erhöhten Flächenanteils von Buchenwäldern eine verringerte Biodiversität in betroffenen Landschaften (Reif et al. 2010).

#### 4.1.3 WEIßTANNE

Der Weißtanne wird unter Klimawandel ein geringeres Risikopotenzial als der Fichte nachgesagt (Kohnle et al. 2008). Ganz eindeutig sind unsere Projektergebnisse diesbezüglich nicht. Zwar ergibt das Artverbreitungsmodell ein relativ klares Muster mit hohen Vorkommenswahrscheinlichkeiten im montanen Bereich. Dies wurde auch mittels eines auf BWI-Daten basierenden Artverbreitungsmodell für Bayern gefunden (Falk and Mellert 2011). Es wurden nicht dieselben erklärenden Variablen verwendet. Trotzdem lässt sich eine Übereinstimmung darin finden, dass das Vorkommen der Weißtanne durch niedrige Niederschläge begrenzt wird und mittlere bis höhere Temperaturen bevorzugt.

Bei der Interpretation der Vorkommensverteilung muss jedoch eine starke Unsicherheit der Modellprognosen des Vorkommens berücksichtigt werden (Abb. 7). Diese rührt aus der Datenlage für die Weißtanne. Sie ist vergleichsweise selten und es besteht Grund zu der Annahme, dass dies nicht durch natürliche Prozesse bestimmt wurde, sondern durch die postglaziale Wiederausbreitung der Baumarten (Cheddadi et al. 2014) und die silvikulturelle Geschichte der deutschen Mittelgebirge in Verbindung mit einem verstärktem Verbiss aufgrund hoher Wilddichten. Es kann davon ausgegangen werden, dass die heutige Verbreitung der Weißtanne nicht ihrer ökologisch möglichen entspricht. Dies wird durch paläontologische Untersuchungen unterstützt (Carcaillet and Muller 2005). Die mittlere Prognoseunsicherheit des Wachstumsmodells der Weißtanne fällt im Vergleich zu den anderen Arten dagegen nicht durch höhere Werte auf (Abb. 8). Dies zeigt, dass es sich lohnen kann, dieses in die ökologische Interpretation der Nische der Weißtanne einzubeziehen. Wenn davon

ausgegangen werden kann, dass die Weißtanne nicht durch starke Konkurrenten, Pathogene oder Limitation in der Verjüngung von Standorten, an denen sie gut wächst, verdrängt wird, kann das Wachstumsoptimum im viel wärmeren und trockeneren Klimabereich als Hinweis auf ihr Potential unter Klimawandel gesehen werden.

Die Weißtanne kann als extrem zukunftssträftig eingestuft werden, da sie unter anderem wegen ihres tiefreichenden Wurzelsystems als wenig trockenheitsanfällig gilt und widerstandsfähiger gegen Sturmschäden ist, als die Fichte (Muck et al. 2008). Der Tannenanteil könnte durch Förderung ihrer natürlichen Verjüngung (z. B: Verbissschutz) und zusätzliches Einbringen erhöht werden. Dabei ist es sinnvoll die genetische Variabilität, die durch den starken Rückgang der Weißtannen im letzten Jahrhundert eingeschränkt ist, zu erhöhen (Muck et al. 2008).

#### **4.1.4 KIEFER**

Das Potenzial der Waldkiefer als Zukunftsart wird stark diskutiert (Reif et al. 2010). Es gibt Hinweise, dass auch für sie in manchen Gebieten die Wärmegrenze bereits erreicht ist (Wallis und Oberrheinebene) (Walentowski and Kölling 2007). Es zeigten sich in Wärmegebieten bereits vermehrte Probleme mit Kalamitäten und Schneebruch sowie verringerter Produktivität. Dies führte bei einigen Forstexperten zu Neubewertung der Kiefer in trocken-warmen Regionen (Gärtner et al. 2008a; Reif et al. 2010). Auch weißt ihre kontinental-boreale Verbreitung und ihre untergeordnete Rolle im Mediterranen auf geringes Potenzial unter Klimawandel in Deutschland hin.

Dennoch war die Kiefer unter den hier untersuchten Arten die toleranteste gegenüber Trockenheit und Wärme. Bei kühlerem Klima wurden geringeres Wachstum und Vorkommen modelliert. Im Zuge des Klimawandels verbesserte sich die Standorteignung in Baden-Württemberg in alle planaren und kollinen Bereichen. Verschlechterungen der Standorteignung waren am wenigsten extrem. Deutschlandweit zeigte die Analyse der Standortveränderung aktueller Bestände (Anhang 11), dass heutige Kiefernbestände sich in Gebieten befinden, in denen es überwiegend zu einer Verbesserung kommt. Daher gehören Kiefernbestände nach unseren Modellen nicht zu den Beständen, die für Anpassungsmaßnahmen priorisiert werden müssen.

#### **4.1.5 EICHE**

Die Eichen sind nach heutiger Meinung gut an zukünftige Bedingungen angepasst, jedoch konkurrenzschwach und verjüngen sich nicht von selbst (Reif and Gärtner 2007; Schütz 2009; Reif et al. 2010). Daher nimmt der Eichenanteil aufgrund zu teurer Verjüngungsverfahren im Wirtschaftswald ständig ab (Reif et al. 2010). Zusätzlich sind die Eichen europaweit die am meisten geschädigte Baumart (Thomas et al. 2002; FVA-BW 2008). Es wurden europaweit seit vielen Jahrzehnten verstärkt Schäden an Eichen berichtet (Thomas et al. 2002). Dies ist vor allem relevant, da es sich beim dem immer wieder Auftretenden Eichensterben nicht um ein monokausales Phänomen handelt, sondern komplexe abiotische und biotische Interaktionen wirken, die sich im Klimawandel verändern werden. Trotz dieser negativen Faktoren ist die Förderung der beiden Eichenarten als beigemischte Art sinnvoll, da Eichen in wärmeren und trockeneren Gebieten Europas im Allgemeinen gut zurechtkommen (Kölling 2012).

Die beiden Eichenarten sollten jedoch vor allem im Hinblick auf ihr Potenzial unter Klimawandel differenzierter betrachtet werden, da sie sich ökologisch deutlich unterscheiden. Zwar zeigten die Artantwortkurven unserer Modelle, dass sie sich grundsätzlich sicherlich ähnlich sind, die Unterschiede waren aber groß genug um eine andere räumliche Verbreitung zu verursachen. Auch das Wachstum zeigt unterschiedliche Schwerpunkte. Dies schlägt sich z. B. in einer Verbesserung der Standorteignung der Stieleiche im Südwestdeutschen

Schichtstufenland nieder (Abb. 11), für das eine Verschlechterung der Standorteignung für die Traubeneiche modelliert wurde. Die Traubeneiche bevorzugte eher Hügel- und niedrige Berglagen, die Stieleiche Tiefebene und Auwälder (Bettinger et al. 2013).

#### 4.2 PROGNOSEUNSIKERHEIT

Auf Basis der Artverbreitungs- und Wachstumsmodelle und deren Validierung (räumliche Verteilung des Variationskoeffizienten, Abb. 10, 11) kann eine räumlich explizite Bewertung von Regionen gemacht werden, in denen die Prognosen relativ sicher sind. Andererseits können auch unzuverlässige Modellprognosen identifiziert werden. Für diese Regionen müssen andere Strategien zur Abschätzung der zukünftigen Standorteignung gefunden werden.

Die Karten, die den Variationskoeffizienten des räumlich prognostizierten Vorkommens und Wachstums darstellen (Abb. 10, 8), zeigten ein relativ eindeutiges Bild: Die Anzahl der Datenpunkte bestimmte die Prognoseunsicherheit sowohl absolut als auch räumlich. Mit absolut ist gemeint, dass Arten, die häufig vorkommen, generell weniger Unsicherheit in ihren Modellen aufweisen. Mit räumlich ist gemeint, dass seltene Kombinationen von Umweltvariablen schlechter prognostiziert werden. Dies ist an der räumlichen Verteilung der roten Stellen in den Karten zu erkennen, die fast ausschließlich in Regionen mit seltenen Bodentypen und an Extremstandorten vorkommen, wie z. B. den höheren Gebirgen. Auch sind die Stellen mit großer Unsicherheit behaftet, an denen die betreffende Art nur selten vorkommt (z. B. der Oberrheingraben bei der Fichte oder der Schwarzwald bei den Eichen). Umgekehrt gibt es in Regionen, in denen Arten häufig vertreten sind, weniger Unsicherheit (z. B. Erzgebirge bei der Fichte, Rheinisches Schiefergebirge bei der Buche). Dies ist sowohl für Artverbreitungsmodelle als auch für Wachstumsmodelle der Fall. Gründe sind zum einen die Methodik des repeated data splittings, das für beide Datensätze nach Traktecken durchgeführt wurde, und zum anderen wahrscheinlich wegen des höheren ökologischen Informationsgehalts von Präsenzen gegenüber Absenzen.

Beim Vergleich zwischen den unterschiedlichen Klimagrundlagen für die Projektionen in die Fläche fällt auf, dass sich die Prognosen schrittweise verschlechtern (Abb. 7, 8, Anhang 4 – 7): Die besten Prognosen für die räumliche Verteilung der Artverbreitung und des Wachstums kommen unter Verwendung des aktuellen Klimas zustande, relativ gute Prognosen lässt das Ensemble des regionalisierten Klimamodells zu, die schlechtesten Prognosen werden unter Verwendung nur eines Mitglieds des Ensembles produziert. Diese Tatsache verdeutlicht den enormen Vorteil von Ensembles gegenüber einzelnen Realisierungen eines Klimamodells.

Unterschiede gab es auch beim Vergleich zwischen den Projektionen mit dem regionalisierten Klimamodell und dem globalen Klimamodell, das in den WorldClim-Daten verwendet wurde (Abb. 5, Anhang 2–3). Die vermeintlich hohe Auflösung der Karten des globalen Klimamodells darf nicht über seine regionale Ungenauigkeit hinwegtäuschen und sollte daher auch nicht ohne Vorbehalt für regionale Untersuchungen eingesetzt werden. Die fehlende Regionalisierung der WorldClim-Daten ließ sich beispielsweise an den im Vergleich zum regionalisierten Modell weniger detaillierten Strukturen in den Karten für Artverbreitung und Wachstum erkennen. Wagner et al. (2013) behandelten die Unterschiede zwischen verschiedenen für Baden-Württemberg regionalisierten Klimamodellen mit verschiedenen räumlichen Auflösungen ( $7 \times 7 \text{ km}^2$  und  $25 \times 25 \text{ km}^2$ ) und stellten fest, dass stärkere räumliche Mittlungen in geringer aufgelösten Klimamodellen Minima und Maxima abschwächen. Es war also damit zu rechnen, dass Extremstandorte für die in die Szenarien projizierten Baumartenmodelle unterrepräsentiert sind. Dies wurde bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt. Andererseits stellt die Auflösung des in dieser Studie verwendeten regionalisierten Klimamodells eine der höchsten verfügbaren dar.

In der aktuellen Studie konnten die Projektionen auf Basis der verschiedenen Klimadatensätze genutzt werden, um einen Effekt von verschiedenen Klimaszenarien auf die modellierten Größen zu erkennen. Für das regionalisierte Klimamodell lag lediglich ein Klimaszenario vor (RCP 8,5). Da dies jedoch nur eine mögliche Manifestation des Klimawandels darstellt, war es sinnvoll, ein weiteres sozioökonomisches Szenario heranzuziehen. Der wesentliche Rückschluss aus dem Vergleich der verschiedenen Szenarien war, dass sich die Muster, die sich unter dem Szenario RCP 2,6 beobachten ließen, unter dem Szenario RCP 8,5 verstärkten. Dieses Ergebnis war anzunehmen, da das Szenario RCP 2,6 eine optimistische Entwicklung der Treibhausgaskonzentration annimmt, wohingegen dem Szenario RCP 8,5 ein starker Anstieg derer zugrunde liegt und es das „Worst-Case-Szenario“ darstellt.

Eine hohe Prognoseunsicherheit stellt eine Schwäche dar. Ist die Unsicherheit zu hoch, können Prognosen nicht als Planungsunterstützung eingesetzt werden. Eine Betrachtung der verschiedenen Proxys für die Vitalität der Arten kann die Unsicherheit der Prognosen für die Standorteignung verringern. In Regionen oder Klimabereichen, in denen hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten mit gutem Wachstum einhergehen, kann von einer hohen Prognosesicherheit der guten Standorteignung ausgegangen werden. Wenn die Proxys für Vitalität gegenteiliges anzeigen (geringes Vorkommen, hohes Wachstum oder umgekehrt, z. B. Weißtanne), muss von einer größeren Prognoseunsicherheit ausgegangen werden, die über die CV-Karten hinausgeht. Ein Grund ist, dass das Vorkommen einer Art bei gutem Wachstum vermutlich von ihrer Konkurrenzstärke gegenüber anderen Arten bestimmt wird, während bei geringem Wachstum andere, unbekannte Faktoren Einfluss haben. Wie sich diese Faktoren, z. B. biotische Interaktionen, unter Klimawandel verändern, ist nicht klar und wahrscheinlich nicht einfach linear („novel ecosystems“). Unterschiede in den Mustern der Vitalitätsanzeiger Vorkommen, Wachstum und Mortalität ergeben zusammen so räumlich explizite Informationen über die Sicherheit der Prognose der Standorteignung.

### 4.3 MODELLIERUNG DES RISIKOS

Um das Risiko zu schätzen, das in der Forstwirtschaft an einzelnen Standorten herrscht, ist es sinnvoll, Modelle für das natürliche Mortalitätsrisiko zu berechnen. Besonders relevant ist in der Klimafolgenforschung die Bestimmung der klimaabhängigen Mortalität. Das Klima kann durch direkten Einfluss von z. B. Dürreperioden zum Ausfallen bestimmter Arten führen. Das Klima kann aber auch indirekt über eine Verminderung der Vitalität z.B. durch zu niedrige Temperaturen, zu erhöhter Anfälligkeit für Pathogene beitragen. Zusätzlich können biotische Interaktionen wie Konkurrenz mit anderen (Baum-) Arten und die Klimaabhängigkeit von Insekten die Nische der Baumart begrenzen.

Es wurde im Projekt versucht, anhand der Bundeswaldinventurdaten die klimaabhängige Mortalität zu modellieren. Die Modellgüte war jedoch zu gering, als dass die Modelle interpretiert und verwendet werden konnten. Dies hat vermutlich verschiedene Ursachen. Eine relativ geringe Modellgüte war zu erwarten, da es sich um einen seltenen und lokalen Prozess handelt. Daher kann es sein, dass die Klima- und Bodendaten, die zur Modellierung verwendet wurden, nicht die räumlich relevante Skala aufweisen. Zusätzlich tritt Mortalität in Wäldern oft in Form von Störungsereignissen auf. Die relevantesten sind dabei wohl Windwurf und Borkenkäfer-Massenvermehrungen. Mortalitätsrisiko aufgrund von Windwurf konnte nur über eine Korrelation von Windgeschwindigkeiten mit Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlagssumme ins Modell eingehen. Ähnlich verhält es sich bei Borkenkäfer-Massenvermehrungen, die vielleicht sogar noch stärker mit der Temperatur korreliert sind, jedoch auch stark vom Witterungsverlauf abhängen – also ein Prozess für den eine feinere zeitliche Skala relevant ist. Ein Datensatz auf anderer räumlicher und zeitlicher Skala könnte besser für die Modellierung der Mortalität geeignet sein.

Ein weiterer, gewichtiger Grund ist eine hohe Managementintensität in deutschen Wäldern. Es wird regelmäßig durchforstet und es wird in der Regel geerntet noch bevor das Baumwachstum nachlässt und der Baum in seine Altersphase kommt. Dadurch wird die natürliche Mortalität junger Bäume aufgrund von Lichtkonkurrenz (Phase der Selbstausdünnung) abgeschwächt und durch gezielte Entnahmen ersetzt. Auch die Mortalität älterer Bäume aufgrund nachlassender Vitalität wird stark überprägt. Dies kann das Klimasignal der Mortalität eventuell völlig ausschalten. Eine Möglichkeit für Deutschland, das Mortalitätsrisiko in Daten festzuhalten und zu modellieren, ist eine Information zum Entnahmegrund eines Baumes in der Bundeswaldinventur. Dies ist für einen Zeitraum von 10 Jahren wegen zu großen Aufwands nicht einfach möglich. Jedoch könnte schon eine über eine (möglichst kleine) Fläche gemittelte Information zum Managementregime, prozentualen Anteilen von Entnahmegründen und zum Auftreten von Störungsereignissen weiterhelfen.

Vielleicht bleiben für die Modellierung des Risikos für stark gemanagte Wälder, in denen der Förster der natürlichen Mortalität zuvorkommt und so ihr Signal in den Daten stark schwächen, nur alternative Ansätze. Eine Alternative zur Bestimmung des Risikos stellt die direkte Modellierung einzelner Faktoren dar. Es können Windwurf, Borkenkäfer, Dürre-Risikokarten erstellt und baumarten-spezifisch kombiniert werden. Dies wurde bereits in einigen Studien umgesetzt (Albrecht et al. 2012; Jung et al. 2016). Ein Ansatz, der vielversprechend ist und der an der FVA Baden-Württemberg verfolgt wird, ist die Modellierung spezifischer Risiken durch Störungen wie Windwurf, Borkenkäferbefall und andere Pathogene. Auch ein Fokus auf das Risiko für Bestände durch Dürrestress kann hier beitragen. Ist nützlich, aber natürlich auch mit Schwierigkeiten verwunden.

#### **4.4 KOMBINIERTE STANDORTEIGNUNG**

Im aktuell hauptsächlich in der Praxis verfolgten Ansatz, die Standorteignung aus Vorkommensdaten abzuleiten, wird nicht explizit zwischen den Komponenten Produktivität und Risiko unterschieden (Kölling 2009b; Falk and Mellert 2011). Dies ist jedoch zur Bewertung der forstlichen Standorteignung sinnvoll. Natürlicherweise liegt bei Artverbreitungsmodellen ein Gewicht eher auf dem Risiko, während Produktivität nur indirekt durch Konkurrenz eine Rolle spielt. Die Einbeziehung von Wachstum als Proxy für Produktivität ist daher eine sinnvolle Ergänzung. Hilfreich wäre außerdem eine Modellierung des Risikos z. B. als Mortalitätsrisiko. Im Projekt wurde versucht den Aspekt Risiko durch ein statistisches Modell der Mortalität einzubeziehen. Dies war bisher anhand der Bundeswaldinventurdaten im Gegensatz zum Fall Spanien (Ruiz-Benito et al. 2013) nicht mit ausreichender Genauigkeit erfolgreich (vgl. Abschnitt 4.3, S. 54). Daher floss in den vorliegenden Ergebnissen das Risiko nur über die Artverbreitung ein.

Außer der Produktivität und dem Risiko spielen bei der Entscheidung, welche Baumarten für einen Standort geeignet sind, auch der Managementaufwand eine Rolle. Dies und auch die langfristige Stabilität des Bestandes, kann durch die Einbeziehung des Verjüngungspotenzials der Baumarten einbezogen werden. Ein Ansatz ist die Berechnung von Modellen anhand der Verjüngungsinventur der Bundeswaldinventur. Diese Modelle liefern Informationen auf derselben räumlichen und zeitlichen Skala wie die von uns vorgestellten und können daher gut in ein Konzept einer mehrdimensionalen Standorteignung integriert werden.

#### **4.5 SCHWERPUNKTREGIONEN FÜR ANPASSUNGSMABNAHMEN**

Nach Einschätzung von baden-württembergischen Naturschutz- und Forstexperten zukünftig potentiell besonders von den Auswirkungen des Klimawandels betroffene Regionen in Deutschland sind Regionen mit Fichtenbestockung im planaren und kollinen Bereich und auf schlecht mit Wasser versorgten Standorten (Reif et al. 2010). Dies deckt sich mit unseren Ergebnissen zur starken negativen Veränderung der Standorteignung

der Fichte, die daher die Verteilung der Schwerpunktregionen dominiert. Die in Reif et al. (2010, Abb. 7) eingezeichneten Regionen wurden aber nur eingeschränkt auch in diesem Projekt als Schwerpunktregionen eingestuft. In Baden-Württemberg wurden durch die Expertenbefragung die Regionen Oberrheinisches Tiefland, Neckarland, Nordschwarzwald, Baar-Wutach und Oberschwaben als Risikogebiete identifiziert.

Besonders sticht hervor, dass das Oberrheinische Tiefland in der Bestimmung von Schwerpunktregionen in der vorliegenden Studie nicht als kritisch eingestuft wurde. Dies hat zwei Ursachen. Die Formalisierung bewirkte, dass nur Aufnahmepunkte einbezogen wurden, an denen die jeweilige Art einen für sie bedeutsamen Basalflächenanteil hatte. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass diese Arten, wenn sie in geringen Anteilen in Mischbeständen vorkommen, keine Priorität für Anpassungsmaßnahmen haben. In der Oberrheinischen Tiefebene kommen besonders kritische Arten, für die eine Verschlechterung der Standortbedingung für dieses Gebiet prognostiziert wurde (Fichte, Buche, Tanne), nicht mit ausreichend hohem Basalflächenanteil vor. Dadurch wurde die Oberrheinische Tiefebene nicht als Schwerpunktregion identifiziert.

Die Ableitung von Schwerpunktregionen muss weiterentwickelt werden. Es können auf vorheriger Ebene, der Berechnung des Summenindex, Veränderungen vorgenommen werden. So kann eine Gewichtung z. B. der Vorkommenswahrscheinlichkeit als Proxy für das Risiko die Bewertung der Standortänderung und damit die Lage der Schwerpunktregionen verändern. Auch bei der Entscheidung, welche Artvorkommen (hoher Basalflächenanteil einer Art, bestimmte Mischungsverhältnisse) einfließen, müssen weitere Überlegungen angestellt werden. Zuletzt jedoch bestimmen und limitieren die zugrunde liegenden Modelle und Daten die Identifikation von Risikoregionen und es wird kaum möglich sein, alle Aspekte der Standorteignung mittels Modellen zu erfassen. Daher ist es sinnvoll, Expertenwissen in die Modellvalidierung und Weiterentwicklung einzubeziehen und Modellergebnisse mit Experten zu diskutieren.

## 5 Fazit

Das Projekt hatte zum Ziel zur Verbesserung der Einschätzung der Standorteignung im Hinblick auf den Klimawandel beizutragen. Dies wurde erreicht, indem nicht nur das Vorkommen der Arten, sondern auch ihr Wachstum in Abhängigkeit von Klima und Boden modelliert wurde. Letztendlich ist es wünschenswert, verschiedene weitere Proxys für Aspekte der Standorteignung – Produktivität und Risiko, in die Bewertung der Standorteignung einzubeziehen. Beispiele für weitere Proxys sind Windwurfrisiko und Naturverjüngung. Eine mehrdimensionale Beschreibung der Standorteignung und die Kombination von Modellen für verschiedene Zielvariablen ermöglichen eine differenziertere Bewertung der Standorteignung, als bisher und können ihre Schwächen gegenseitig etwas ausgleichen.

Eine Schwäche der von Modellen abgeleiteten Standorteignung kann eine hohe Prognoseunsicherheit darstellen. Ist diese zu hoch, können Prognosen nicht als Planungsunterstützung eingesetzt werden. Daher muss neben der Darstellung einer Modellprognose der Standorteignung auch deren Unsicherheit angegeben und diskutiert werden. Die Prognoseunsicherheit zeigte ein generelles Muster, das für Artverbreitungs- und Wachstumsmodelle gleichermaßen gültig war. Die Prognoseunsicherheit war hoch, wo die Art wenige oder keine Vorkommen hatte. Insbesondere bei Extrapolationen in einen teilweise neuen Klimaraum, ist ein Anstieg der Unsicherheit zu berücksichtigen. Diese allen statistischen Modellen gemeine Schwäche kann durch die Verwendung eines Datensatzes, der möglichst die gesamte räumliche Verbreitung einer Art abdeckt, verringert werden.

Für die Entwicklung der Standorteignung aktueller Bestände ließen sich in diesem Projekt für die Fichte eindeutige Schlüsse ziehen. Für sie verschlechterte sich die Standorteignung weiträumig und deutlich. Aktuelle Bestände mit relativ hohen Basalflächenanteilen der Fichte, können daher als prioritär für Maßnahmen zur Klimawandelanpassung eingestuft werden. Auch für die Buche wurde für viele ihrer heutigen Bestände Verschlechterungen der kombinierten Standorteignung modelliert. Die Beobachtung und Anpassung von Buchenbeständen an sich wandelnde Klimabedingungen darf daher nicht aus den Augen verloren werden. Gewinner in der Fläche, sowohl in Baden-Württemberg als auch in Deutschland, sind Waldkiefer, Traubeneiche und Stieleiche. Ihre Förderung in Beständen, die als Schwerpunktregionen eingestuft wurden, kann helfen, negative Klimafolgen abzumildern. Dennoch müssen Interaktionen mit biotischen Risiken wie Insekten und das Syndrom des Eichensterbens berücksichtigt werden. Eine unabhängige Validierung dieses Ergebnisses steht aus und wäre wünschenswert. Dennoch kann dieses Vorgehen bereits jetzt als Beispiel dienen, wie Prognosen der Standorteignung zur Entwicklung von Anpassungsstrategien genutzt werden könnten.

# Literatur

- Albrecht A, Hanewinkel M, Bauhus J, Kohnle U (2012) How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *Eur J For Res* 131:229–247. doi: 10.1007/s10342-010-0432-x
- Ammer C, Albrecht L, Borchert H, et al (2005) Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Mitteleuropa – Kritische Anmerkungen zu einem Beitrag von Rennenberg et al. (2004). *Allg Forst- Jagdztg* 4:60–67.
- Araújo MB, Luoto M (2007) The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Glob Ecol Biogeogr* 16:743–753. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00359.x
- Arbeitskreis Standortskartierung (2003) Forstliche Standortsaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen, 6th edn. Eching
- Babst F, Carrer M, Poulter B, et al (2012) 500 years of regional forest growth variability and links to climatic extreme events in Europe. *Environ Res Lett* 7:045705. doi: 10.1088/1748-9326/7/4/045705
- Babst F, Poulter B, Trouet V, et al (2013) Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Glob Ecol Biogeogr*. doi: 10.1111/geb.12023
- Benito Garzon M, Alia R, Robson TM, Zavala MA (2011) Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Glob Ecol Biogeogr* 20:766–778. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00646.x
- Benito-Garzón M, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2013) Interspecific differences in tree growth and mortality responses to environmental drivers determine potential species distributional limits in Iberian forests: Including tree growth and mortality into species distribution. *Glob Ecol Biogeogr* 22:1141–1151. doi: 10.1111/geb.12075
- Bettinger A, Buttler K, Caspari S (eds) (2013) Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands [mit 3.000 Einzelkarten]. BfNSchriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl., Münster
- Bigler C, Bugmann H (2004) Predicting the Time of Tree Death Using Dendrochronological Data. *Ecol Appl* 14:902–914.
- BMEL (2012) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
- BMEL (2015) Holzmarktbericht 2014. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft des Wirtschaftsjahres 2014. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft.
- Bohn U, Neuhäusl R, Gollub G, et al (2003) Map of the Natural Vegetation of Europe, Scale 1:2 500 000. Parts 1–3. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- Bolte A, Ibisch P, Menzel A, Rothe A (2008) Was Klimahüllen uns verschweigen. *AFZ-DerWald* 15:800–802.
- Brandl S, Falk W, Klemmt H-J, et al (2014) Possibilities and Limitations of Spatially Explicit Site Index Modelling for Spruce Based on National Forest Inventory Data and Digital Maps of Soil and Climate in Bavaria (SE Germany). *Forests* 5:2626–2646. doi: 10.3390/f5112626
- Brus DJ, Hengeveld GM, Walvoort DJJ, et al (2012) Statistical mapping of tree species over Europe. *Eur J For Res* 131:145–157. doi: 10.1007/s10342-011-0513-5
- Carcaillet C, Muller SD (2005) Holocene tree-limit and distribution of *Abies alba* in the inner French Alps: anthropogenic or climatic changes? *Boreas* 34:468–476. doi: 10.1080/03009480500231377
- Cheddadi R, Birks HJB, Tarroso P, et al (2014) Revisiting tree-migration rates: *Abies alba* (Mill.), a case study. *Veg Hist Archaeobotany* 23:113–122. doi: 10.1007/s00334-013-0404-4
- Cox D (1972) Regression Models and Life-Tables. *J R Stat Soc Ser B-Stat Methodol* 34:187–220.
- Dolos K, Bauer A, Albrecht S (2015) Site suitability for tree species: Is there a positive relation between a tree species' occurrence and its growth? *Eur J For Res* 134:609–621. doi: http://dx.doi.org/10.1007/s10342-015-0876-0
- Ellenberg H (2009) Vegetation ecology of Central Europe. Translated by Gordon K. Strutt, 4th edn. Cambridge University Press, Cambridge
- European Commission, Institute for Environment and Sustainability (European Commission. Joint Research Centre), European Soil Bureau, European Communities (2005) Soil atlas of Europe. European Communities, Luxembourg

- Falk W, Mellert KH (2011) Species distribution models as a tool for forest management planning under climate change: Risk evaluation of *Abies alba* in Bavaria. *J Veg Sci* 22:621–634. doi: 10.1111/j.1654-1103.2011.01294.x
- Falk W, Mellert KH, Bachmann-Gigl U, Kölling C (2013) Bäume für die Zukunft: Baumartenwahl auf wissenschaftlicher Grundlage. Anbaurisikoarten jetzt um Boden- und Reliefparameter ergänzt. *LWF Aktuell* 94:8–11.
- Fitzpatrick MC, Hargrove WW (2009) The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodivers Conserv* 18:2255–2261. doi: 10.1007/s10531-009-9584-8
- FVA-BW (2008) Waldzustandsbericht 2008 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Forstliche Forschungs- und Versuchsanstalt Baden-Württemberg.
- Gärtner S, Nill M, Prinz J, et al (2008a) Transparenz in der Landschaftsplanung – Partizipation und Verwendung eines Entscheidungsunterstützungssystems am Beispiel xerothermer Lebensräume der „Trockenau“ am Südlichen Oberrhein. *Naturschutz Landschaftsplanung* 48:229–238.
- Gärtner S, Reif A, Xystrakis F, et al (2008b) The drought tolerance limit of *Fagus sylvatica* forest on limestone in southwestern Germany. *J Veg Sci* 19:757–768. doi: <http://dx.doi.org/10.3170/2008-8-18442>
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Michiels H-G, Kändler G (2014) Converting probabilistic tree species range shift projections into meaningful classes for management. *J Environ Manage* 134:153–165. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.01.010
- Hanewinkel M, Hummel S, Albrecht A (2011) Assessing natural hazards in forestry for risk management: A review. *Eur J For Res* 130:329–351. doi: 10.1007/s10342-010-0392-1
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, et al (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 25:1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J (2014) dismo: Species distribution modeling.
- Hildebrandt P, Knoke T (2011) Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies. *For Policy Econ* 13:1–15. doi: 10.1016/j.forpol.2010.09.001
- Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J (2006) Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Glob Change Biol* 12:2163–2174. doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01250.x
- Jung C, Schindler D, Albrecht A, Buchholz A (2016) The Role of Highly-Resolved Gust Speed in Simulations of Storm Damage in Forests at the Landscape Scale: A Case Study from Southwest Germany. *Atmosphere* 7:7. doi: 10.3390/atmos7010007
- Kohnle U, Hein S, Michiels H-G (2008) Waldbauliche Handlungsmöglichkeiten angesichts des Klimawandels. *FVA-Einblick* 53–55.
- Kölling C (2009a) Was wächst künftig wo? Klima-Risikokarten als Planungsunterlagen für den Waldumbau.
- Kölling C (2007a) Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ-DerWald* 23:1242–1245.
- Kölling C (2007b) Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ-DerWald* 23:1242–1245.
- Kölling C (2009b) Was wächst künftig wo? Klima-Risikokarten als Planungsunterlagen für den Waldumbau. *Bayer Landwirtsch Wochenbl* 48:58–60.
- Kölling C (2012) Muss es immer Eiche sein? – Baumartenalternativen für warm-trockene Regionen. *LWF Aktuell* 88:28–30.
- Kölling C, Beinhofer B, Hahn A, Knoke T (2010) „Wer streut, rutscht nicht“ – Wie soll die Forstwirtschaft auf neue Risiken im Klimawandel reagieren? *AFZ-DerWald* 5:18–22.
- Levers C, Verkerk PJ, Müller D, et al (2014) Drivers of forest harvesting intensity patterns in Europe. *For Ecol Manag* 315:160–172. doi: 10.1016/j.foreco.2013.12.030
- Markowitz H (1952) Portfolio selection. *J Finance* 7:77–91. doi: 10.1111/j.1540-6261.1952.tb01525.x
- Maxime C, Hendrik D (2011) Effects of climate on diameter growth of co-occurring *Fagus sylvatica* and *Abies alba* along an altitudinal gradient. *Trees* 25:265–276. doi: 10.1007/s00468-010-0503-0
- McGrath MJ, Luysaert S, Meyfroidt P, et al (2015) Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences* 12:4291–4316. doi: 10.5194/bg-12-4291-2015
- Mette T, Albrecht A, Ammer C, et al (2009) Evaluation of the forest growth simulator SILVA on dominant trees in mature mixed Silver fir–Norway spruce stands in South-West Germany. *Ecol Model* 220:1670–1680. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.03.018
- Mette T, Dolos K, Meinardus C, et al (2013) Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. *Ecosphere* 4:art145. doi: 10.1890/ES13-00115.1

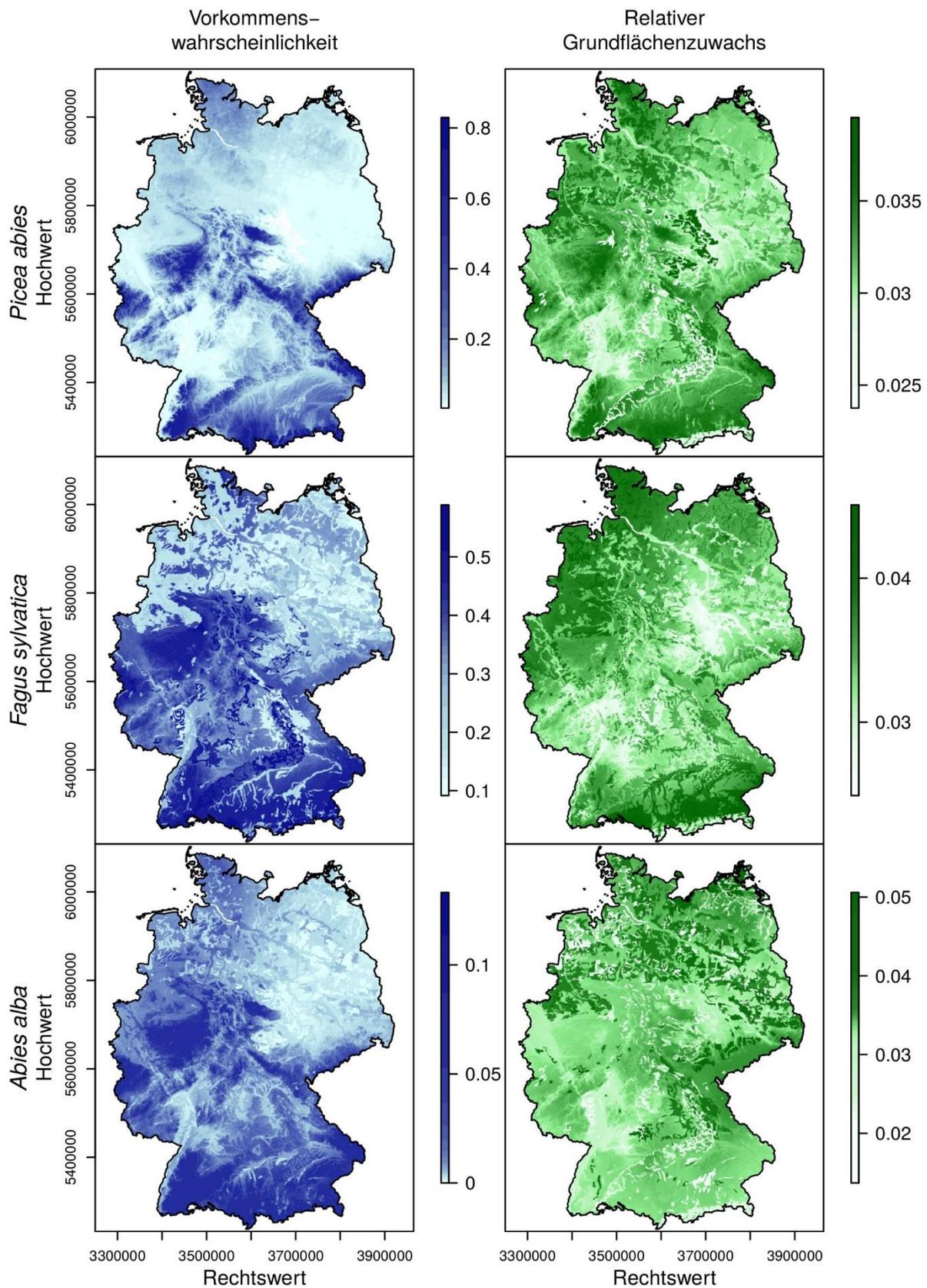
- MLR (2014) Vielfältig – multifunktional – naturnah – Nachhaltigkeit im Staatswald Baden-Württemberg. Landesbetrieb Forst Baden-Württemberg – ForstBW, Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Muck P, Borchert H, Elling W, et al (2008) Die Weißtanne – ein Baum mit Zukunft – Die Weißtanne ist ein Hoffnungsträger für den Waldbau im Klimawandel. LWF Aktuell 67:56–58.
- Neuner S, Albrecht A, Cullmann D, et al (2015) Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Glob Change Biol* 21:935–946. doi: 10.1111/gcb.12751
- Nothdurft A (2013) Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. *For Ecol Manag* 291:43–54. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.028>
- Nothdurft A, Wolf T, Ringeler A, et al (2012) Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *For Ecol Manag* 279:97–111. doi: 10.1016/j.foreco.2012.05.018
- Pretzsch H, Block J, Dieler J, et al (2010) Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. *Ann For Sci* 67:712. doi: 10.1051/forest/2010037
- Profft I, Frischbier N (2008) Möglichkeiten und Grenzen der Integration von Klimaszenarien in forstlichen Anpassungsstrategien an den Klimawandel. *Forst Holz* 63:22–27.
- R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reidl K Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Referat Boden, Altlasten, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (2013) Potentielle Natürliche Vegetation von Baden-Württemberg. Verl. Regionalkultur, Ubstadt-Weiher
- Reif A, Brucker U, Kratzer R, et al (2010) Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes – Abschlussbericht eines F+E-Vorhabens im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, BfN-Skripten 272. FKZ 3508 84 0200.
- Reif A, Gärtner S (2007) Die natürliche Verjüngung der laubabwerfenden Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) – eine Literaturstudie mit besonderer Berücksichtigung der Waldweide. *Waldökologie Online* 5:79–116.
- Reif A, Walentowski H (2008) The assessment of naturalness and its role for nature conservation and forestry in Europe. *Waldökologie Online* 6:63–76.
- Richter A (2013) Bodentübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK1000DE). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Rohner B, Weber P, Thürig E (2016) Bridging tree rings and forest inventories: How climate effects on spruce and beech growth aggregate over time. *For Ecol Manag* 360:159–169. doi: 10.1016/j.foreco.2015.10.022
- Ruiz-Benito P, Lines ER, Gómez-Aparicio L, et al (2013) Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. *PLoS ONE* 8:e56843. doi: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0056843>
- Scharnweber T, Manthey M, Criegee C, et al (2011) Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *For Ecol Manag* 262:947–961. doi: 10.1016/j.foreco.2011.05.026
- Schurr FM, Pagel J, Cabral JS, et al (2012) How to understand species' niches and range dynamics: A demographic research agenda for biogeography. *J Biogeogr* 39:2146–2162. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02737.x
- Schütz J-P (2009) Die Prinzipien des naturnahen Waldbaus sind auch bei Klimawandel gültig (Essay) | The principles of ecoforestry are also valid in a changing climate (essay). *Schweiz Z Forstwes* 160:68–73. doi: 10.3188/szf.2009.0068
- Sedlmeier K, Mieruch S, Schädler G, Kottmeier C (2016) Compound extremes in a changing climate – a Markov Chain approach. In review. *Nonlinear Process Geophys Discuss* 1–20. doi: <http://dx.doi.org/10.5194/npg-2015-74>
- Sedlmeier K, Schädler G (2015) Ensembles hoch aufgelöster regionaler Klimasimulationen zur Analyse regionaler Klimaänderungen in Baden-Württemberg und ihre Auswirkungen. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- Serroyen J, Molenberghs G, Verbeke G, Davidian M (2009) Nonlinear Models for Longitudinal Data. *Am Stat* 63:378–388. doi: 10.1198/tast.2009.07256

- Thomas FM, Blank R, Hartmann G (2002) Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For Pathol* 32:277–307. doi: 10.1046/j.1439-0329.2002.00291.x
- Thuiller W, Münkemüller T, Schiffrers KH, et al (2014) Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography* n/a–n/a. doi: 10.1111/ecog.00836
- Treutlein U (2014) Wälder gestalten für die Zukunft: Forstverwaltung steht den Waldbesitzern mit Beratung und Förderung zur Seite. *LWF Aktuell* 102:4–5.
- UM (2015) Strategie zur Anpassung an den Klimawandel in Baden-Württemberg – Vulnerabilitäten und Anpassungsmaßnahmen in relevanten Handlungsfeldern. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- Wagner A, Gerlinger K, Chomoev E, et al (2013) Zukünftige Klimaentwicklung in Baden-Württemberg – Perspektiven aus regionalen Klimamodellen – Langfassung. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- Walentowski H, Kölling C (2007) Die Waldkiefer – bereit für den Klimawandel? *LWF Wissen* 57:37–46.
- Wood SN (2003) Thin plate regression splines. *J R Stat Soc Ser B Stat Methodol* 65:95–114. doi: 10.1111/1467-9868.00374
- Wood SN (2000) Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *J R Stat Soc Ser B Stat Methodol* 62:413–428.
- Wood SN (2012) Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *J Am Stat Assoc* 99:673–686. doi: 10.1198/016214504000000980
- Wykoff W (1990) A Basal Area Increment Model for Individual Conifers in the Northern Rocky-Mountains. *For Sci* 36:1077–1104.

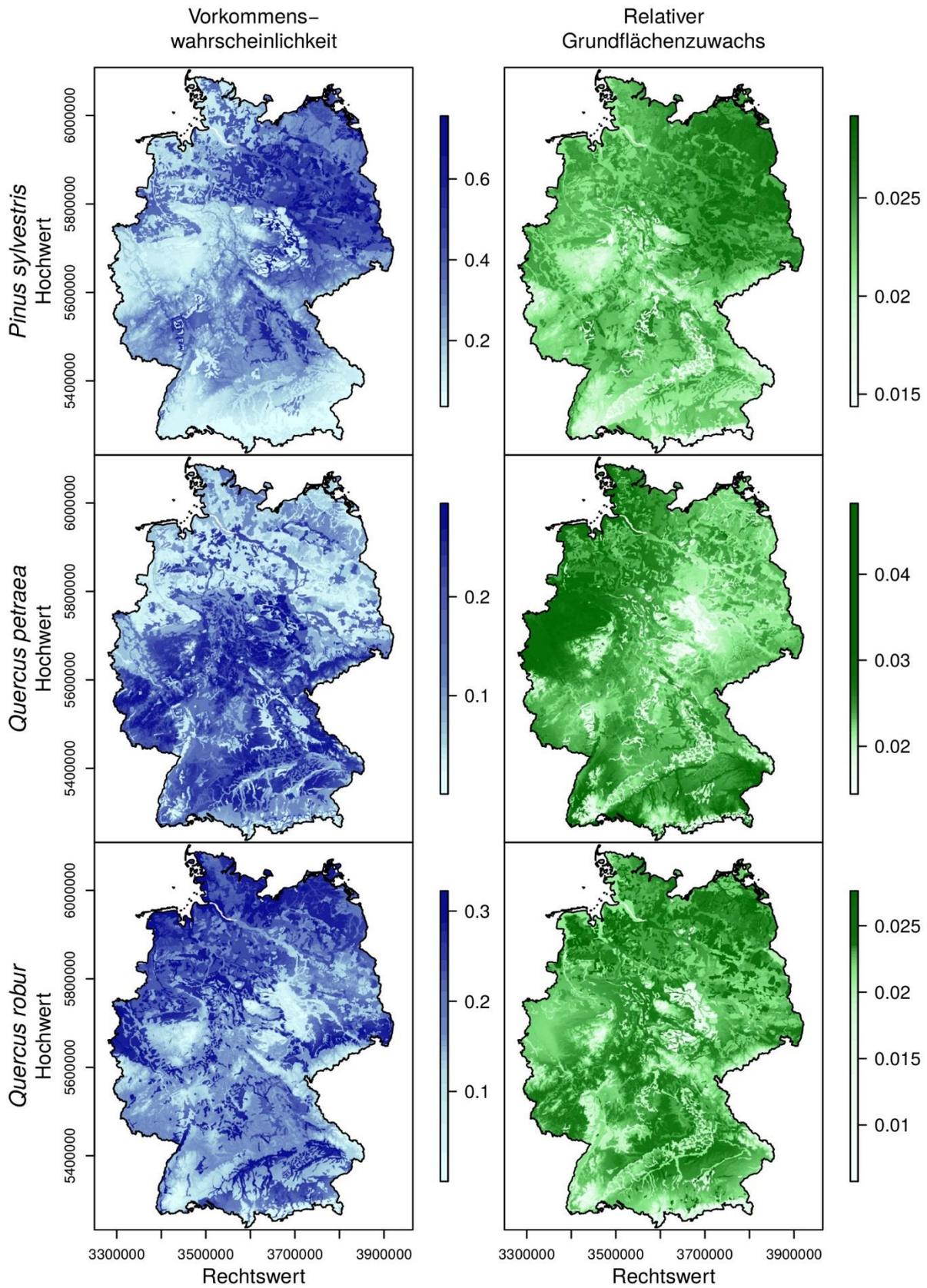
# Anhang

**Anhang 1: Exemplarischer R-Funktionsaufruf eines marginal model. `corSymm(form = ~ 1|BaumID)` entspricht der Korrelationsmatrix mit dem Baumindividuum (`BaumID`) als Gruppierungsfaktor.**

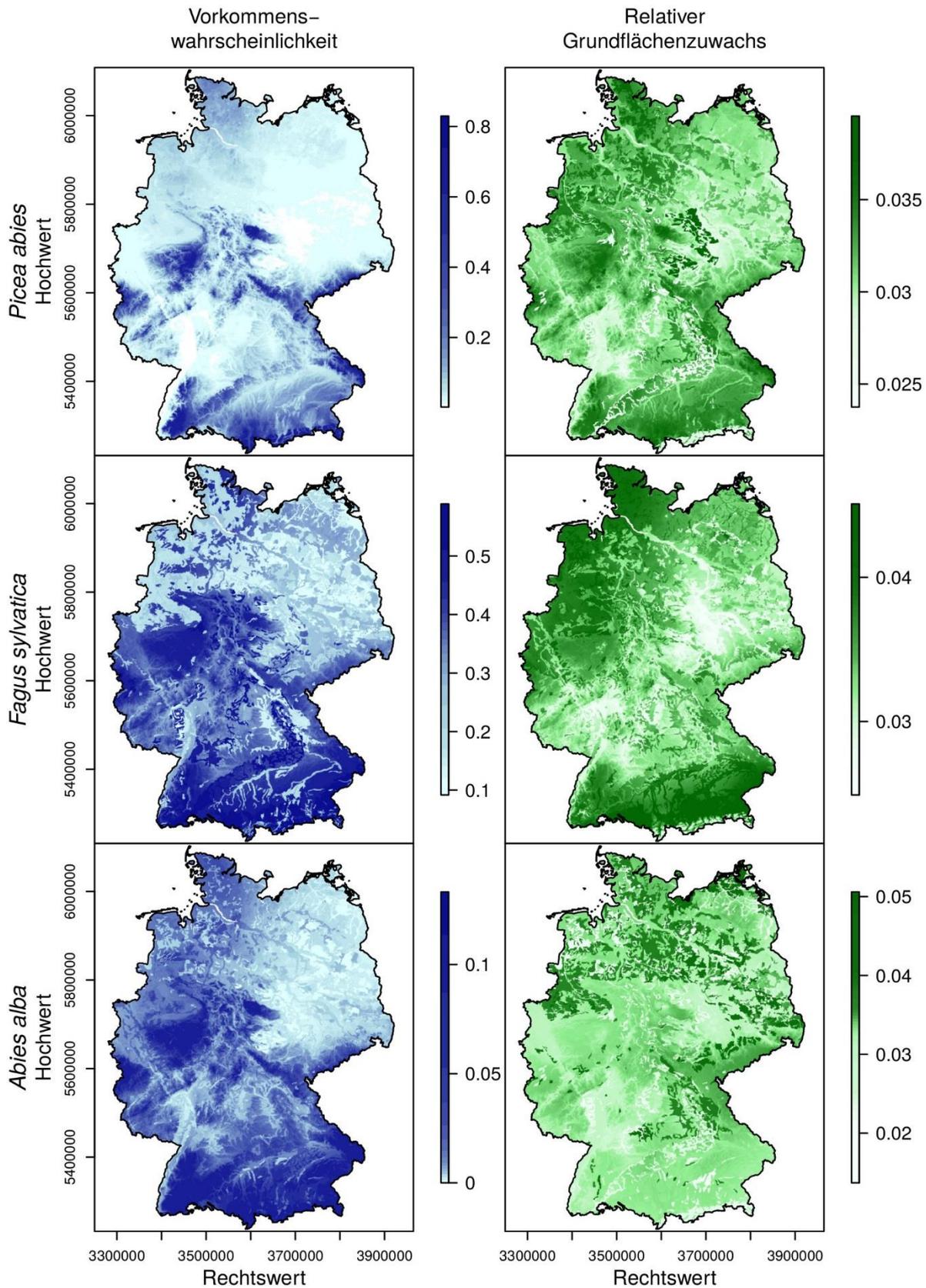
```
gamm(relBAI ~ s(T, bs = "tp", k = 3) + s(N, bs = "tp", k = 3) + s(G, bs = "tp",  
k = 3) + s(BHD, bs = "tp", k = 3) + B + s(T-N-Interaktion, bs = "tp", k = 3),  
family = Gamma(link=log), data = dat, correlation = corSymm(form = ~ 1|BaumID),  
niterPQL = 100)
```



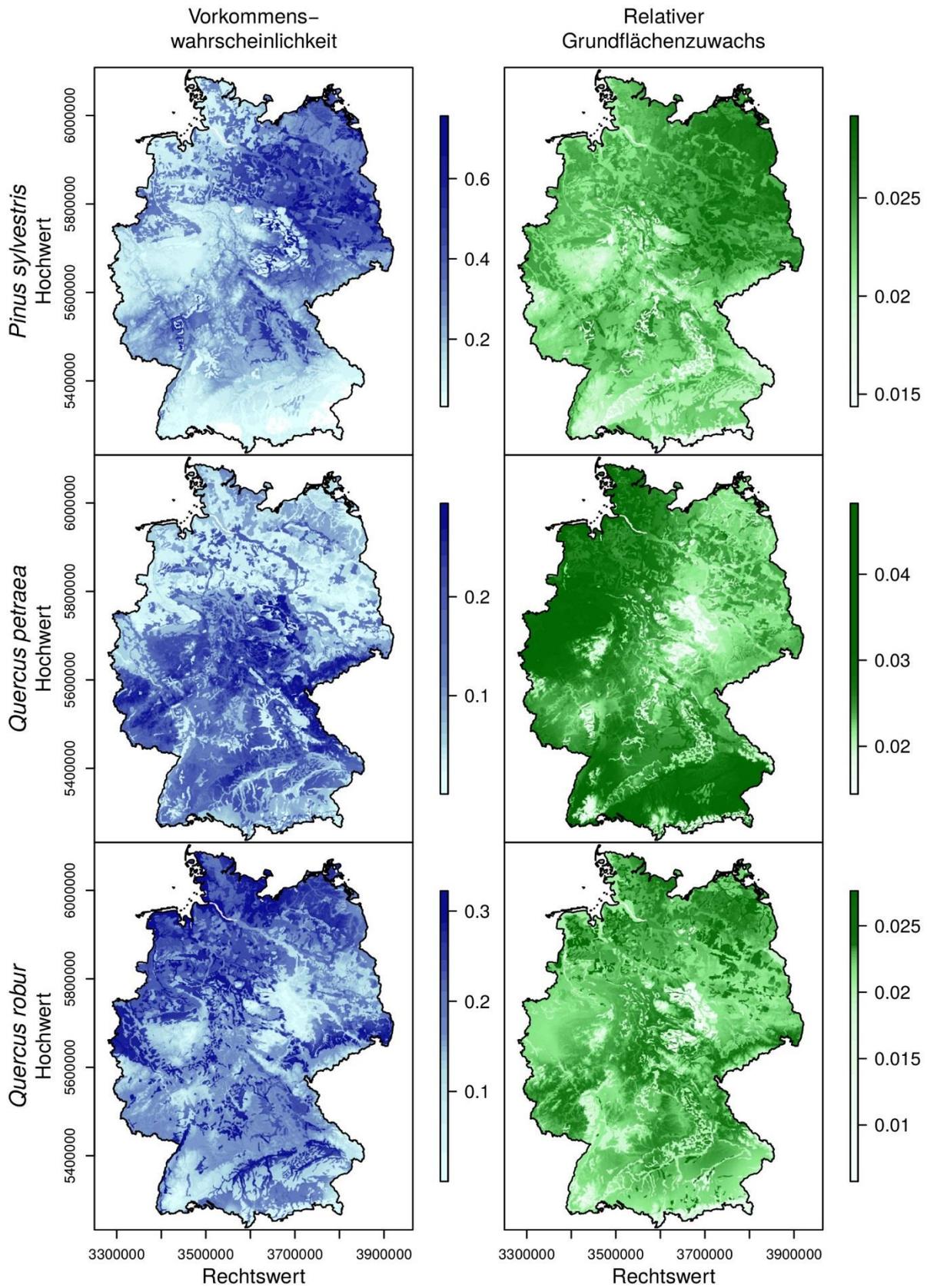
**Anhang 2: Prognosen für das Klimaszenario RCP 2,6 des WorldClim-Datensatzes. Die Veränderungen zum aktuellen Vorkommen und Wachstum sind für dieses Klimaszenario geringer als für das Szenario RCP 8,5. Räumliche Details sind geringer ausgeprägt als im regionalisierten Klimaszenario (GCM: CNRM-CM5). (EPSG-Code: 31467)**



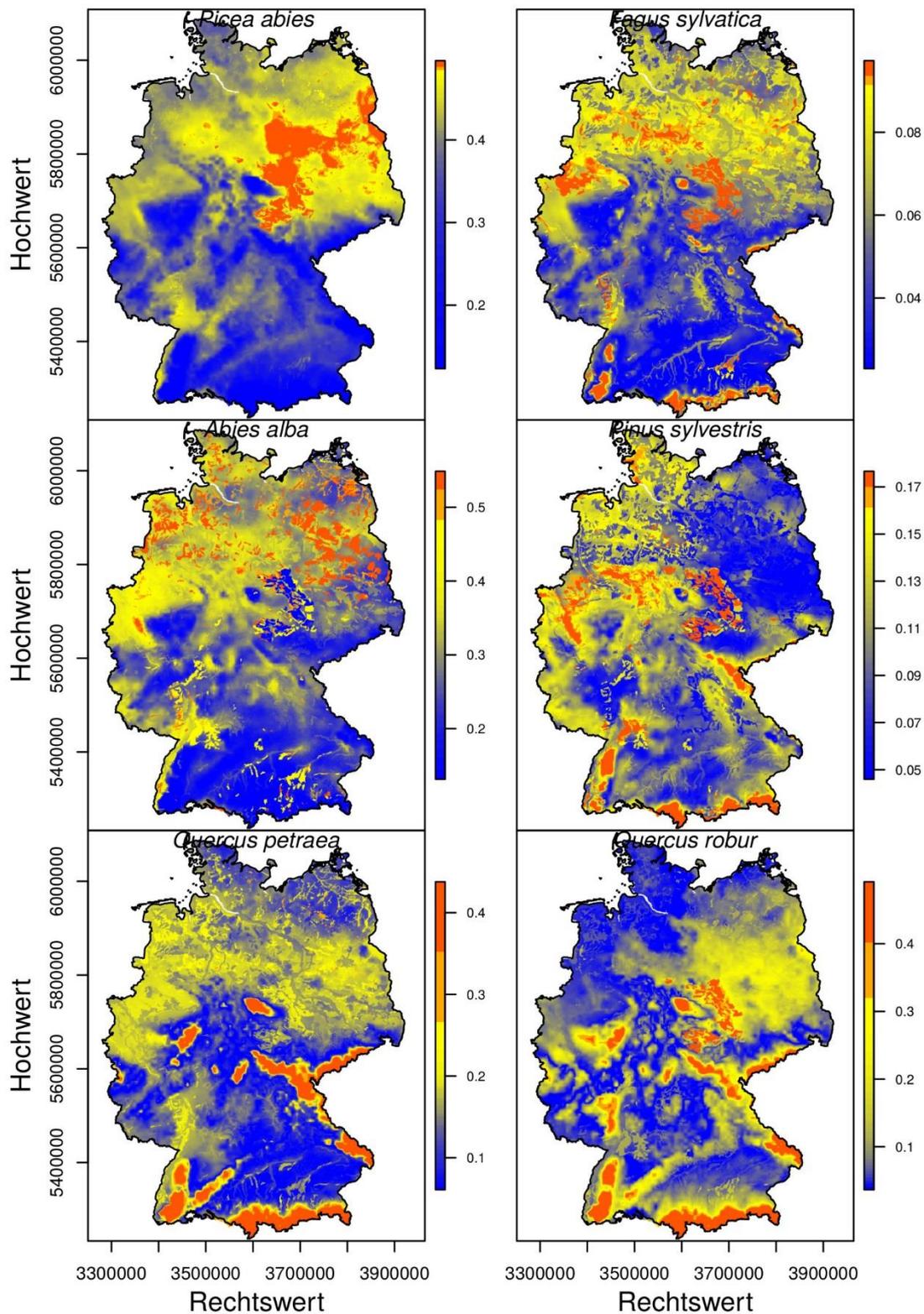
Fortsetzung Anhang 2



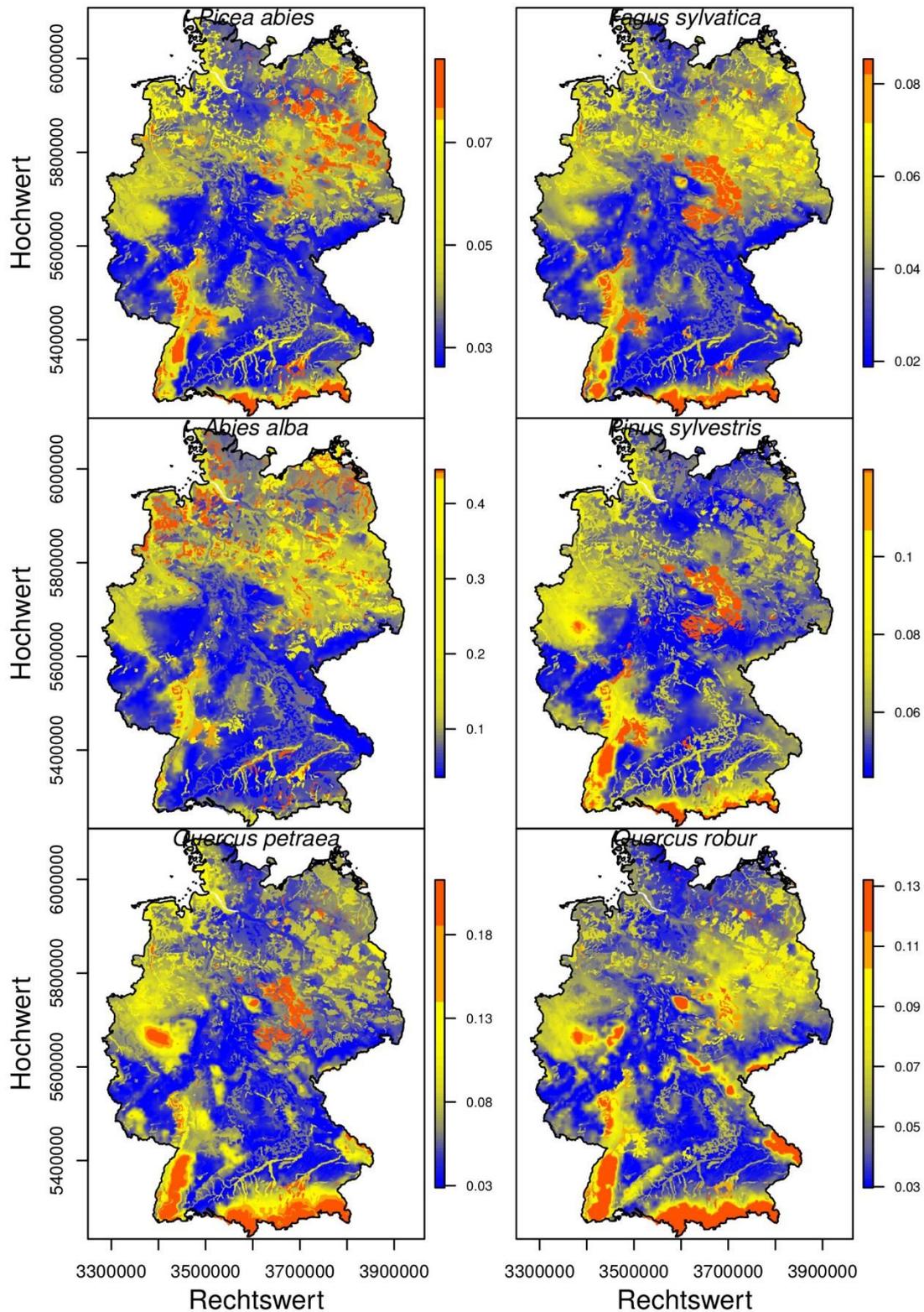
**Anhang 3: Prognosen für das Klimaszenario RCP 8,5 des WorldClim-Datensatzes. Die Veränderungen zum aktuellen Vorkommen und Wachstum sind für dieses Klimaszenario größer als für das Szenario RCP 2,6. Räumliche Details sind geringer ausgeprägt als im regionalisierten Klimaszenario (GCM: CNRM-CM5). (EPSG-Code: 31467)**



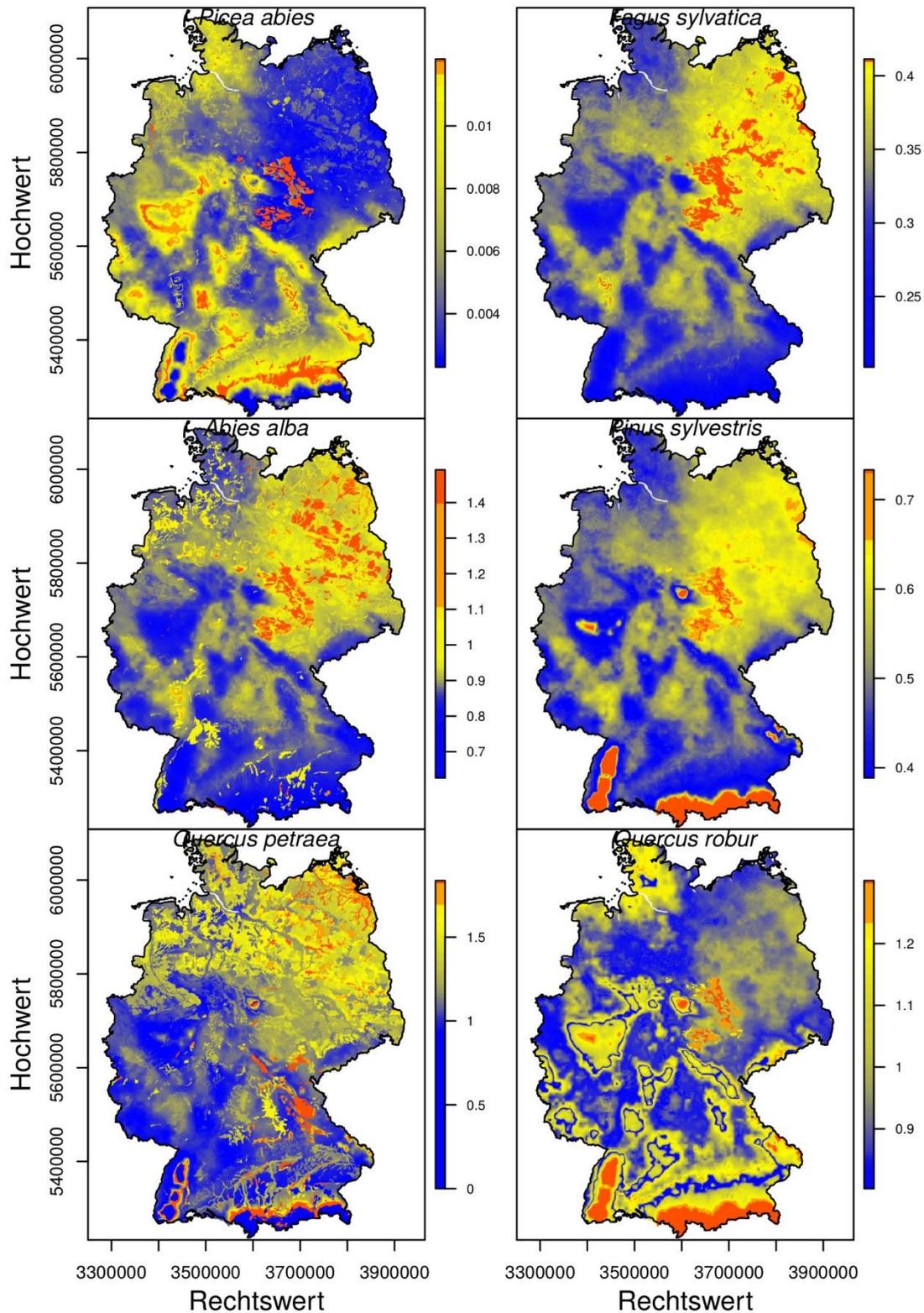
Fortsetzung Anhang 3



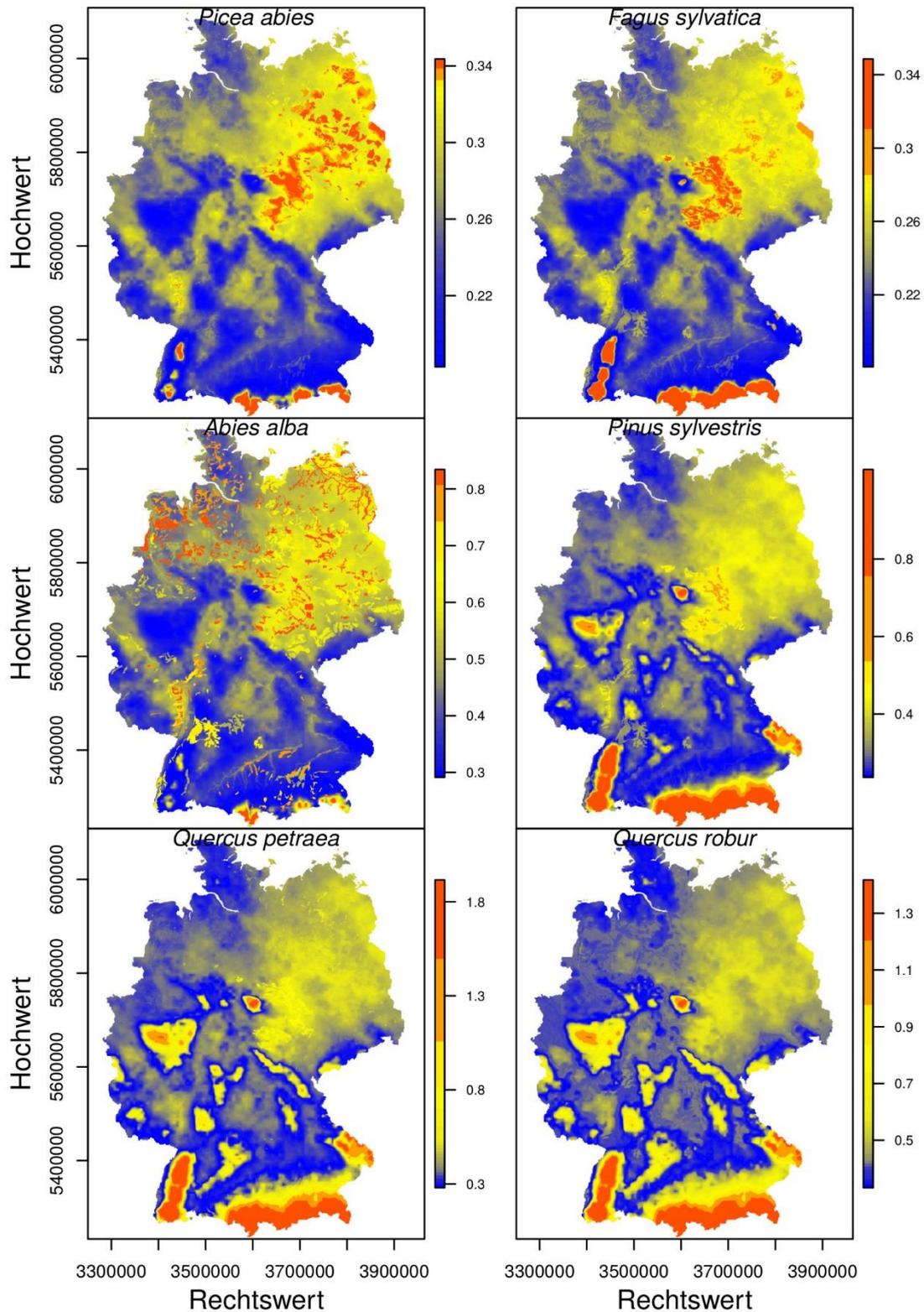
**Anhang 4: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Artverbreitungsmodells unter dem regionalisierten Klimaszenario RCP 8,5 (komplettes Ensemble). Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Geringe Prognoseunsicherheit gibt es in Regionen, in denen eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit modelliert wurde bzw. viele Präsenzen im Datensatz waren. Hohe Prognoseunsicherheit gibt es demnach in Regionen, für die eine geringe Vorkommenswahrscheinlichkeit prognostiziert wurde. (EPSG-Code: 31467)**



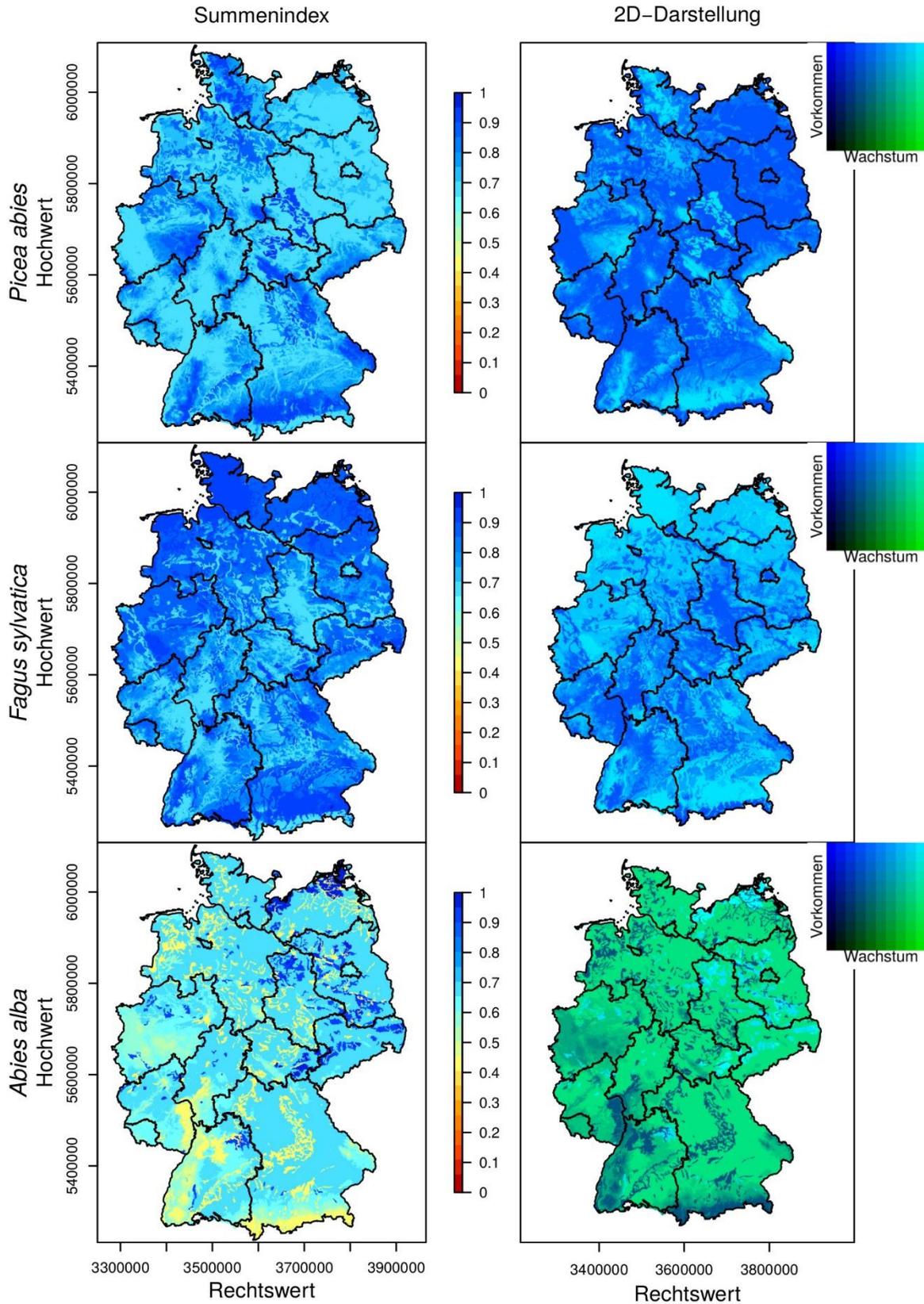
**Anhang 5: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Wachstumsmodells unter dem regionalisierten Klimaszenario RCP 8,5 (komplettes Ensemble). Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Geringe Prognoseunsicherheit gibt es in Regionen, in denen es viele Datenpunkte gab. Das Muster ähnelt daher dem der Artverbreitungsmodelle. (EPSG-Code: 31467)**



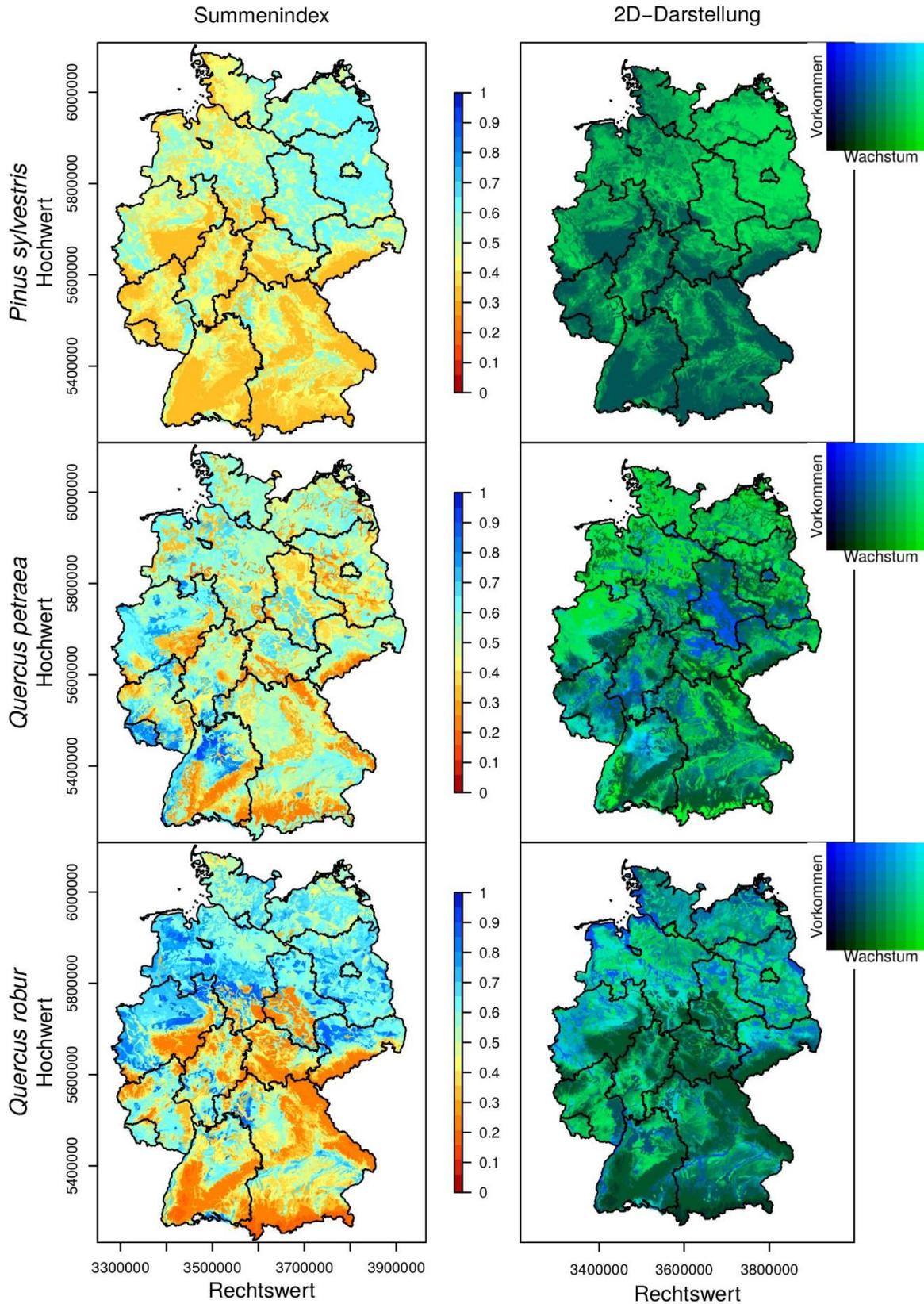
**Anhang 6: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Artverbreitungsmodells unter dem regionalisierten Klimaszenario RCP 8,5 (einzelnes Ensemble-Mitglied, GCM: CNRM-CM5). Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Die Muster ähneln den entsprechenden des Ensembles nur grob. Auch die Werte sind generell höher. (EPSG-Code: 31467)**



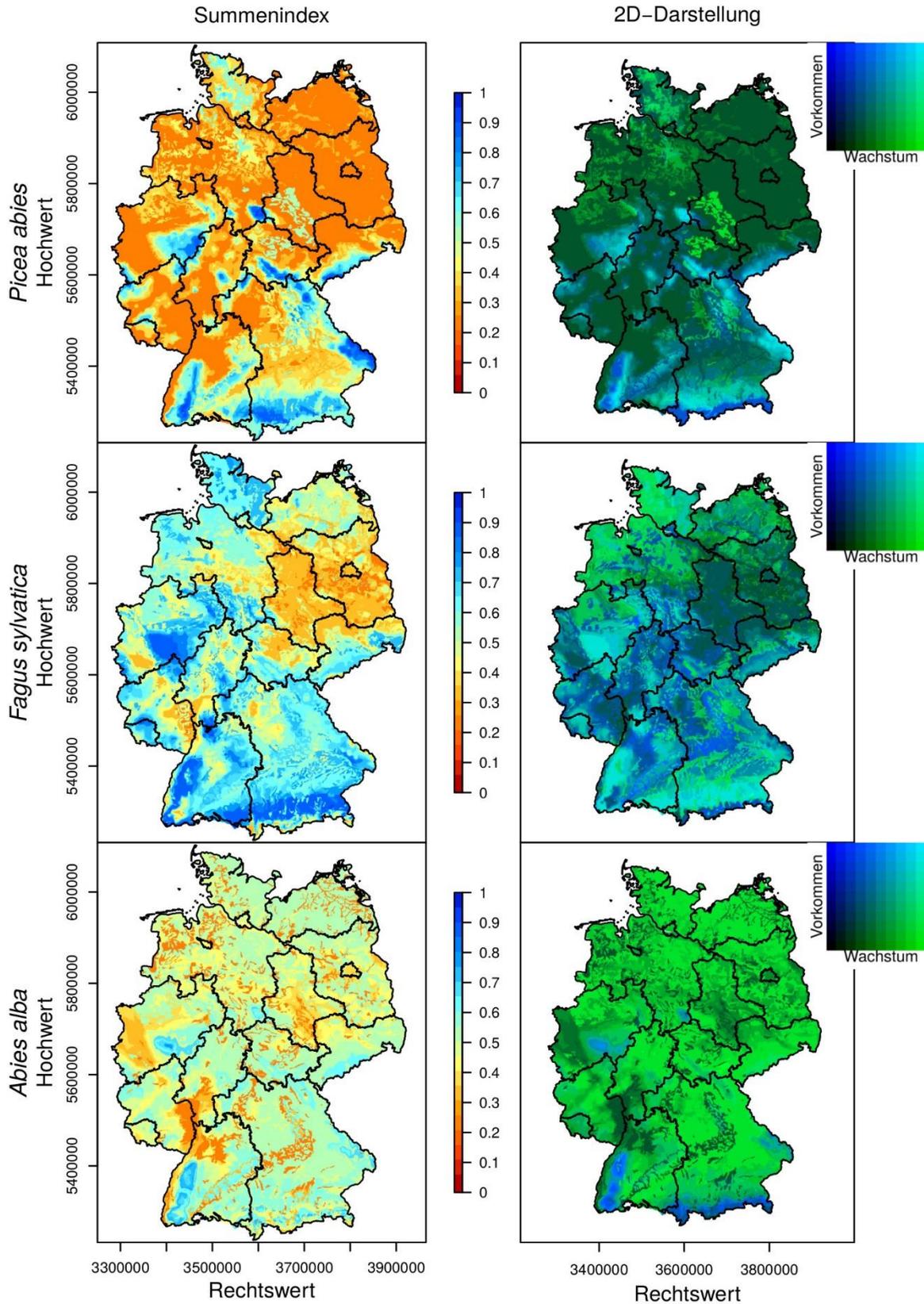
**Anhang 7: Karten des Variationskoeffizienten der Prognosen des Wachstumsmodells unter dem regionalisierten Klimaszenario RCP 8,5 (einzelnes Ensemble-Mitglied, GCM: CNRM-CM5). Niedrige Werte geben eine geringe Variation und daher eine geringe Prognoseunsicherheit an. Die Muster ähneln den entsprechenden des Ensembles nur grob. Auch die Werte sind generell höher. (EPSG-Code: 31467)**



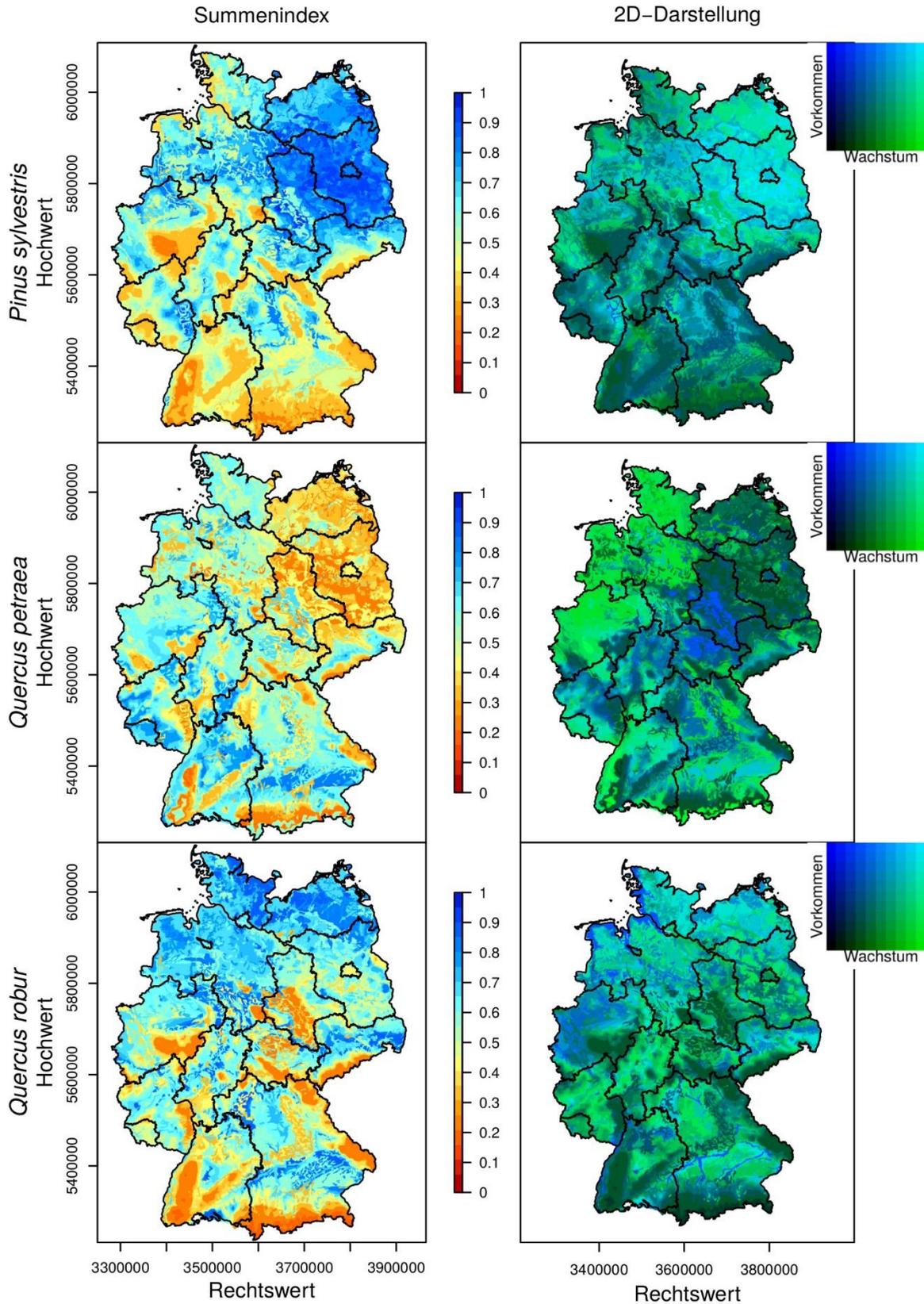
**Anhang 8: Anhand der kombinierten Standorteignung lassen sich Regionen in Deutschland, die unter aktuellen Bedingungen gut geeignet sind, identifizieren. (EPSG-Code: 31467)**



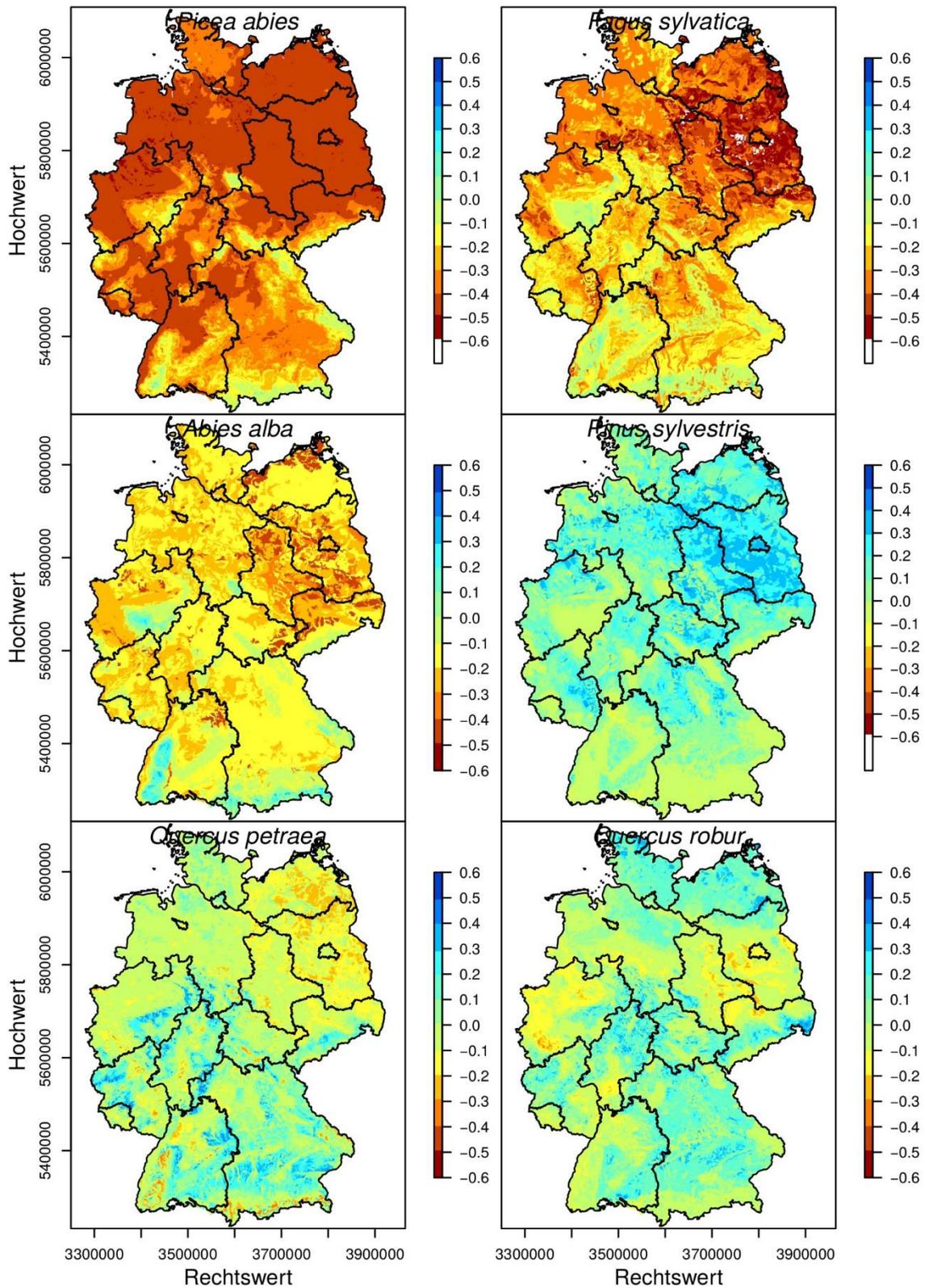
Fortsetzung Anhang 8



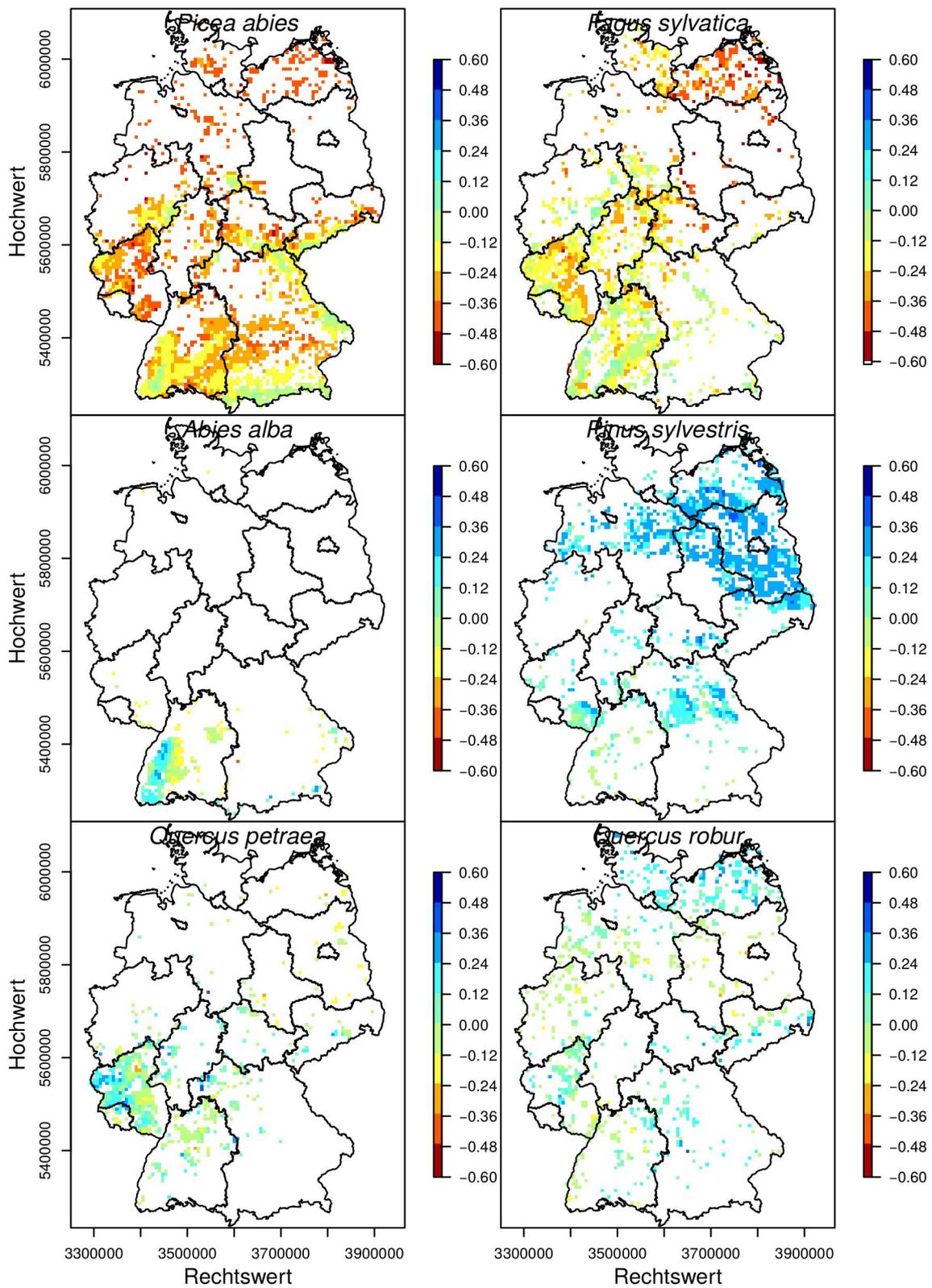
Anhang 9: Deutschlandkarten der kombinierten Standorteignung für das Klimaszenario RCP 8,5 (Sedlmeier und Schädler 2015). (EPSG-Code: 31467)



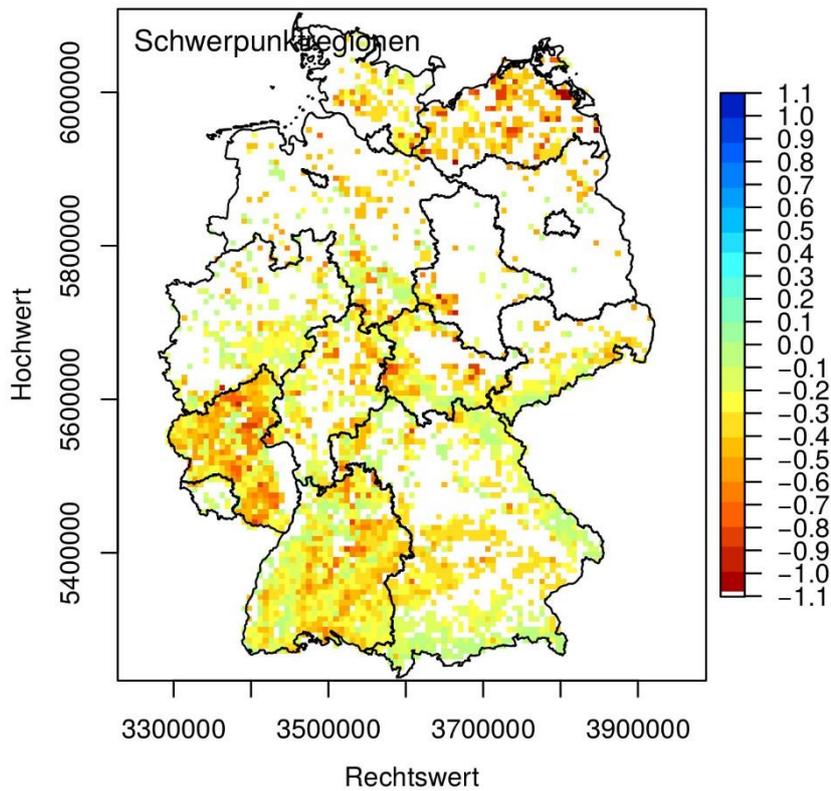
Fortsetzung Anhang 9



**Anhang 10: Veränderungen der Standorteignung unter Klimawandel zeigen sich in dieser Differenzen-Karte. Für Fichte, Buche und Weißtanne sind negative Veränderungen der Standorteignung zu erwarten. (EPSG-Code: 31467)**



Anhang 11: Karte für aktuelle Bestände, an denen sich die Standorteignung unter Klimawandel negativ entwickeln könnte. Deutlich wird die stark negative Entwicklung der Standorteignung für aktuelle Fichtenbestände im gesamten Bundesgebiet. (EPSG-Code: 31467)



**Anhang 12: Schwerpunktregionen für negative Klimafolgen in Wäldern. In die Bestimmung der Schwerpunktregionen gingen die erwartete Veränderung der Standorteignung und die tatsächliche Präsenz von Arten mit artspezifisch hohen Basalflächenanteil ein. (EPSG-Code: 31467)**

