

# Klimafolgenstudie 2012

## Forstwirtschaft



Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels  
in Sachsen-Anhalt



**SACHSEN-ANHALT**

Landesamt für Umweltschutz



# Klimafolgenstudie 2012

Forstwirtschaft

## Bericht zur Untersuchung der Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt

im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt  
unter fachlicher Begleitung des  
Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Berichte des  
Landesamtes für Umweltschutz  
Sachsen-Anhalt

2013 – Heft 8

*In dieser Schriftenreihe erscheinen folgende Bände mit den Ergebnissen der beiden Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt:*

Die Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt Kurzfassungen der Studien 2009 und 2012	<b>Heft 2/ 2013</b>
Vulnerabilitätsstudie 2009 Bericht	<b>Heft 3/ 2013</b> (Band 1)
Vulnerabilitätsstudie 2009 Anhang	<b>Heft 3/ 2013</b> (Band 2)
Klimafolgenstudie 2012: Klimadiagnose und Klimaprojektion, Extremereignisse	<b>Heft 4/ 2013</b>
Klimafolgenstudie 2012: Wasser Bericht	<b>Heft 5/ 2013</b> (Band 1)
Klimafolgenstudie 2012: Wasser Folgeuntersuchungen	<b>Heft 5/ 2013</b> (Band 2)
Klimafolgenstudie 2012: Naturschutz	<b>Heft 6/ 2013</b>
Klimafolgenstudie 2012: Landwirtschaft	<b>Heft 7/ 2013</b>
Klimafolgenstudie 2012: Forstwirtschaft	<b>Heft 8/ 2013</b>
Klimafolgenstudie 2012: Anpassungsmaßnahmen	<b>Heft 9/ 2013</b>





## Vorwort

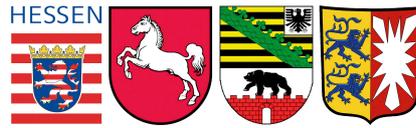
Die Anpassung an den Klimawandel ist neben dem Klimaschutz die zweite Säule der Klimapolitik in Sachsen-Anhalt. Nach Einschätzung der großen Mehrheit von Wissenschaft und Politik ist der Klimawandel trotz aller Bemühungen um den Klimaschutz nicht aufzuhalten. Das belegen auch die in zwei Studien erhobenen Daten und Szenarien für Sachsen-Anhalt. Das Klima in unserem Bundesland wird sich voraussichtlich regional in unterschiedlicher Weise ändern. Folglich müssen auch die Auswirkungen auf verschiedene Landesteile und Sektoren differenziert betrachtet werden. Nur ein überlegtes Handeln in Gegenwart und Zukunft erspart vermeidbare, durch den Klimawandel verursachte Kosten. Deshalb wurde im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2009 eine Studie zum Klimawandel in Sachsen-Anhalt und der Verletzlichkeit gegenüber den Folgen des Klimawandels (**Vulnerabilitätsstudie**) durchgeführt. 2012 wurden in einer weiteren Studie (**Klimafolgenstudie 2012**) die Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt unter Berücksichtigung neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse, mit einem besonderen Fokus auf Extremereignisse, fortgeschrieben. Die Ergebnisse beider Studien sollen nun für die breite Öffentlichkeit zugänglich gemacht und deshalb in dieser Schriftenreihe publiziert werden.

Halle, 01.03.2013



Klaus Rehda  
Präsident





## Endbericht

# **Durchführung einer Untersuchung zu den Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt**

## Los 3: Forstwirtschaft

Bearbeiter:

Johannes Suttmöller, Bernd Ahrends, Matthias Schmidt, Matthias Albert,  
Stefan Fleck, Pavel Plašil, Jan Hansen, Marc Overbeck,  
Ralf-Volker Nagel, Jan Evers, Hermann Spellmann, Henning Meesenburg

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Göttingen, April 2013

Endbericht  
Durchführung einer Untersuchung zu den Folgen des Klimawandels in  
Sachsen-Anhalt  
Los 3: Forstwirtschaft

Auftraggeber:  
Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt  
des Landes Sachsen-Anhalt  
Leipziger Straße 58  
39112 Magdeburg

Fachliche Begleitung:  
Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU)  
Reideburger Str. 47  
06116 Halle (Saale)  
Ansprechpartner: Herr Manfred Unglaube

Auftragnehmer:  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Grätzelstr. 2  
37083 Göttingen

Bearbeiter:  
Johannes Suttmöller, Bernd Ahrends, Matthias Schmidt, Matthias Albert, Stefan  
Fleck, Pavel Plašil, Jan Hansen, Marc Overbeck, Ralf-Volker Nagel, Jan Evers,  
Hermann Spellmann, Henning Meesenburg

Göttingen, 8.4.2013

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
2	Gefährdungspotenziale.....	2
2.1	Veränderungen des Trockenstressrisikos.....	2
2.1.1	Auswahl der Klimavarianten.....	3
2.1.2	Methodik und Definition des Trockenstressrisikos.....	4
2.1.3	Baumartenspezifisches Trockenstressrisiko.....	6
2.2	Veränderungen der Stickstoffeinträge.....	10
2.2.1	Datengrundlagen.....	10
2.2.2	Depositionsszenarien.....	12
2.3	Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen.....	15
2.3.1	Lage der Standorte und Untersuchungsansatz.....	16
2.3.2	Nutzbare Feldkapazität (nFK) für das Standorts-Leistungs-Modell.....	17
2.3.3	Abschätzung der Nährstoffversorgung für das Standorts-Leistungs-Modell.....	19
2.3.4	Modellierung des Standort-Leistungsbezugs.....	25
2.3.4.1	Modellansatz zur Schätzung des Erwartungswertes.....	25
2.3.4.2	Projektion der Standortleistungsfähigkeit.....	30
2.3.4.3	Modellansatz zur Schätzung der Quantile der Standortleistungsfähigkeit.....	41
2.3.4.4	Projektion der Quantile der Standortleistungsfähigkeit.....	46
2.4	Sturmschadensrisiko.....	51
2.4.1	Datengrundlage.....	52
2.4.1.1	Bestandesstrukturparameter als Eingangsgrößen zur Sturmschadensmodellierung.....	52
2.4.1.2	Geländeinformationen als Eingangsgrößen zur Sturmschadensmodellierung.....	54
2.4.1.3	Geländewasserhaushalt als Eingangsgröße zur Sturmschadensmodellierung.....	55
2.4.2	Statistisches Sturmschadensmodell.....	57
2.4.3	Ergebnisse des Sturmschadensmodells.....	63
2.5	Waldbrandrisiko.....	73
2.5.1	Frühere Waldbrandindex-Berechnungen für Sachsen-Anhalt.....	73
2.5.2	Erweiterter M68-Index.....	75
2.5.2.1	Ableitung von Stundenwerten.....	75
2.5.2.2	Schneehöhenmodell.....	76
2.5.2.3	Phänologiemodell.....	77
2.5.2.4	Vergleich von M68 nach Käse (1969) und erweitertem M68.....	77
2.5.2.5	Heutige Gefährdungseinstufung im Vergleich zu den 50er Jahren.....	79
2.5.2.6	Landesweite Anwendung des erweiterten M68-Index.....	81
2.5.3	Kanadischer Forest Fire Weather Index (FWI).....	84

---

2.5.3.1	Eignungsprüfung des FWI für die Verhältnisse in Norddeutschland .....	84
2.5.3.2	Landesweite Anwendung des FWI.....	86
2.6	Buchdruckerbefallsrisiko bei Fichte.....	88
2.6.1	Datenbasis.....	89
2.6.2	Statistisches Modell zum Buchdruckerbefallsrisiko.....	91
2.6.3	Ergebnisse des Buchdruckerbefallsrisikos .....	96
3	Analyse und Darstellung klimarelevanter Großschadereignisse in ausgewählten Waldgebieten Sachsen-Anhalts .....	102
3.1	Biotische Waldschutzrisiken.....	102
3.1.1	Kiefer .....	103
3.1.2	Fichte .....	104
3.1.3	Eiche .....	105
3.1.4	Buche .....	106
4	Waldbauliche Anpassung an die Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt.....	107
4.1	Waldbauliche Ausgangssituationen.....	108
4.2	Waldbau auf ökologischen Grundlagen bei sich ändernden Standortbedingungen .....	110
4.3	Entscheidungshilfen zur zukünftigen Waldbewirtschaftung .....	113
4.3.1	Stabilisierung der vorhandenen Wälder.....	113
4.3.2	Senkung bzw. Verteilung der Risiken.....	114
4.3.3	Standortsgemäßer Waldumbau.....	118
5	Zusammenfassung.....	121
	Literatur.....	123
	Anhang.....	131

## 1 Einleitung

Sämtliche Klimaprojektionen lassen für Sachsen-Anhalt einen deutlichen Temperaturanstieg bei gleichzeitig veränderter jährlicher Niederschlagsverteilung erwarten (KREIENKAMP et al. 2012). Dabei ist das projizierte Ausmaß des Klimawandels regional sehr unterschiedlich. Vor diesem Hintergrund muss sich die Forstwirtschaft auf eine Zunahme abiotischer und biotischer Risiken und veränderte Standort-Leistungs-Beziehungen einstellen. In diesem durch ein hohes Maß an Unsicherheit geprägten Umfeld bieten Modelle zur Unterstützung waldbaulicher Entscheidungen eine wertvolle Hilfestellung für die Forstpolitik und die Forstpraxis.

Im Rahmen der Modellbildung werden folgende Annahmen getroffen:

1. Die Standortskonstanz ist für mittelfristige Zeiträume nicht mehr gewährleistet, weil sich bereits im Laufe einer Umtriebszeit die klimatische Bedingungen und Stoffeinträge stark verändern.
2. Die Auswirkungen des Klimawandels auf das Waldwachstum und auf biotische und abiotische Risiken müssen getrennt betrachtet und analysiert werden.
3. Prognosen über die zukünftige Waldentwicklung erfolgen im Analogieschluss. Dabei sollen die Zustände an einem Standort unter zukünftigen Bedingungen über die Zustände an Standorten beschrieben werden, die bereits heute diese oder ähnliche Bedingungen aufweisen.

Im Rahmen dieser Studie werden Veränderungsanalysen durchgeführt, die das Gefährdungspotenzial für die Waldstandorte und Waldbestände in Sachsen-Anhalt als Folge des Klimawandels darstellen. Im Einzelnen werden folgende Aspekte untersucht:

- Veränderung des Trockenstressrisikos
- Veränderungen der Stickstoffeinträge
- Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen
- Sturmschadensrisiko
- Waldbrandrisiko
- Buchdruckerbefallsrisiko bei Fichte

Dieser Endbericht beinhaltet die methodischen Grundlagen und die Ergebnisse der verschiedenen Arbeitspakete.

## 2 Gefährdungspotenziale

### 2.1 Veränderungen des Trockenstressrisikos

Für das Land Sachsen-Anhalt wurde im Rahmen einer Vorläuferstudie (FIEBIGER et al. 2009) das Anbaurisiko der Fichte auf Grundlage des Klimaszenarios A1B mit dem regionalen Klimamodell WETTREG2006 (SPEKAT et al. 2007) abgeschätzt und in Kartenform aufbereitet. Die Risikoeinstufung erfolgte anhand der berechneten klimatischen Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationsperiode, die mit dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser verrechnet wurde (SPELLMANN et al. 2007). Die nutzbare Feldkapazität (nFK) wurde anhand der vorläufigen Bodenkarte (VBK50 im Maßstab 1:50.000) für eine Durchwurzelungstiefe von 100 cm bestimmt (s. Abb. 1).

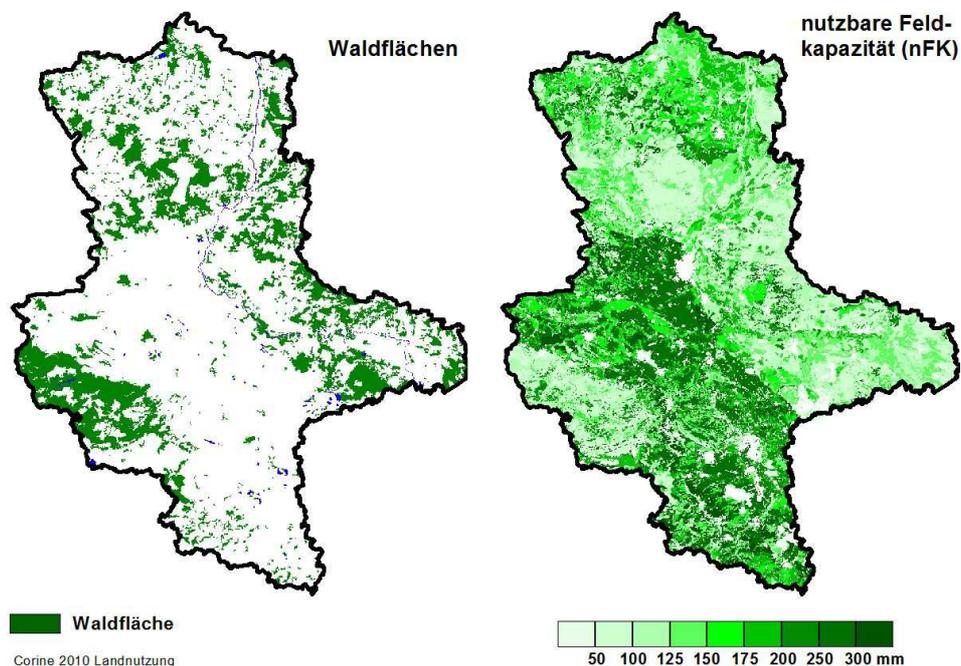


Abbildung 1: Waldflächen in Sachsen-Anhalt und pflanzenverfügbares Bodenwasser

Im Rahmen dieser Studie wurde für die Baumarten Kiefer, Fichte, Eiche, Buche und Douglasie das Trockenstressrisiko nach dem gleichen methodischen Ansatz abgeschätzt. Allerdings diente die modifizierte Version des regionalen Klimamodells WETTREG2010 (KREIENKAMP et al. 2012) als Grundlage, um für das Szenario A1B die Trockenstressgefährdung zu bestimmen. Insgesamt sind rund 492.000 ha oder knapp 25% der Landesfläche von Sachsen-Anhalt mit Wald be-

stockt (Abb. 1). Die Risikoabschätzung erfolgt allerdings losgelöst von der tatsächlichen Waldflächenverteilung für die gesamte Fläche von Sachsen-Anhalt, ausgenommen sind nur die versiegelten Bereiche, für die keine nutzbare Feldkapazität aus der VBK50 vorliegt (1.860.000 ha). Das baumartenspezifische Trockenstressrisiko wird in einem ersten Bearbeitungsschritt in Anlehnung an SPELLMANN et al. (2011) berechnet, auf Plausibilität überprüft und die Grenzwerte der Trockenstressklassen gegebenenfalls angepasst. Um die zeitliche Dynamik des Klimawandels darzustellen, werden die 30jährigen Perioden 1971 – 2000, 1981 – 2010, 2011 – 2040, 2041 – 2070 und 2071 – 2100 getrennt ausgewertet.

### 2.1.1 Auswahl der Klimavarianten

Über das Ausmaß der erwarteten Klimaänderungen und ihre regionale Ausprägung besteht weiterhin Unsicherheit. Dies findet in den verschiedenen Klimaszenarien seinen Ausdruck. Für diese Studie wurde das Klimaszenario A1B als derzeit favorisiertes Szenario ausgewählt. Alle Auswertungen werden auf Basis der regionalisierten Klimaprojektionen mit dem regionalen Klimamodell WETTREG2010 vorgenommen (KREIENKAMP et al. 2012). Für historische Zeiträume werden zusätzlich regionalisierte Daten des Deutschen Wetterdienstes herangezogen.

Das Modell WETTREG2010 stellt für jedes Klimaszenario 10 Varianten zur Verfügung, deren Eintrittswahrscheinlichkeit gleich groß ist. Damit wird ein Bereich möglicher Klimaentwicklungen definiert, dessen Unsicherheit mit zunehmender Simulationsdauer stetig zunimmt. Insbesondere die Projektion der Niederschlagshöhen unterliegt je nach Klimavariante deutlichen Schwankungen.

Für die Abschätzung des Anbaurisikos der Hauptbaumarten wird die Summe aus pflanzenverfügbarem Bodenwasser (nFK) und Klimatischer Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit herangezogen (SPELLMANN et al. 2007). Hierzu wurden die Klimavariablen und die berechnete potenzielle Evapotranspiration mit Hilfe des hydrologischen Modells WaSiM-ETH (SCHULLA & JASPER 2007) für alle 10 Varianten des Szenarios A1B flächendeckend für das Land Sachsen-Anhalt auf ein 200 x 200 m Raster regionalisiert und die KWB berechnet. Der Beginn der Vegetationsperiode wurde baumartenspezifisch nach MENZEL & FABIAN (1999) und das Ende der Vegetationsperiode nach VON WILPERT (1990) bestimmt.

In Tabelle 1 sind für die 30jährigen Untersuchungsperioden die Mittelwerte der 10 Varianten bestehend aus KWB und nFK für das Land Sachsen-Anhalt aufgelistet. Die Auswahl der für die Abschätzung des Anbaurisikos verwendeten Variante erfolgte anhand der Periode 2071 bis 2100. Da die Spannweite zwischen den Varianten relativ gering ist, wurde die Variante 6, die in der Periode 2071 bis 2100 mit -263 mm das höchste mittlere Defizit aufweist, zur Abschätzung des zukünftigen Trockenstressrisikos betrachtet.

Tabelle 1: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität in der Vegetationsperiode für die Varianten des Klimaszenario A1B (WETTREG2010)

Variante/ Periode	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09
1971-2000	11	7	4	-2	-12	-16	39	-4	18	12
1981-2010	-1	-4	-10	9	-6	-5	32	14	5	14
2011-2040	-45	-46	-67	-77	-51	-53	-51	-24	-48	-60
2041-2070	-167	-156	-185	-148	-157	-167	-151	-176	-170	-131
2071-2100	-226	-244	-234	-233	-238	-223	-263	-231	-253	-239
Ø 2011-2100	-146	-149	-162	-153	-149	-148	-155	-144	-157	-143

### 2.1.2 Methodik und Definition des Trockenstressrisikos

In Anlehnung an SPELLMANN et al. (2011) wird das pflanzenspezifische Trockenstressrisiko für die Hauptbaumarten abgeschätzt. Als Standortmerkmal wird hierzu die Summe aus nFK und KWB in der Vegetationszeit herangezogen. Die potenzielle Evapotranspiration wurde für eine normierte Grasvegetation (Grasreferenzverdunstung) nach Vorgabe des Deutschen Wetterdienstes (ALLEN et al. 1994) berechnet. Die Risikoklassifizierung erfolgte auf der Grundlage von Expertenwissen und bisherigen Anbauerfahrungen.

Das Trockenstressrisiko wird für Kiefer, Eiche und Douglasie am geringsten eingeschätzt. Da die Kiefer in Sachsen-Anhalt jedoch die Baumart mit der größten Verbreitung ist, erfolgt die Darstellung des Trockenstressrisikos in einer eigenen Abbildung. Für die Buche wird von einem gegenüber der Kiefer deutlich höheren Trockenstressrisiko ausgegangen, während die Fichte das höchste Risiko aufweist. In Abänderung zu SPELLMANN et al. (2011) wird für die Douglasie in der Risikoeinstufung gutachtlich mit der Eiche gleich gestellt. Aktuell wird die Klassifizierung der Gefährdungstufen überarbeitet und die Kiefer voraussichtlich als die Hauptbaumart eingestuft, die das geringste Trockenstressrisiko aufweist. Im Rahmen der Klimastudie Sachsen-Anhalt konnte die Prüfung der Neuklassifikation zur Trockenstressgefährdung, die alle Hauptbaumarten betrifft, jedoch noch nicht abgeschlossen werden.

Auf Grundlage der WETTREG2010-Ergebnisse werden die Klimavarianten mit einem abstands- und höhenabhängigen Regionalisierungsverfahren in die Fläche interpoliert. Die räumliche Auflösung beträgt 200 x 200 Meter. Anhand der regionalisierten Wetter- und Klimadaten können dann die klimatischen Verhältnisse detailliert und kleinräumig beschrieben werden.

In Abbildung 2 ist für Sachsen-Anhalt die Klimatische Wasserbilanz (KWB) für die Vegetationsperiode von Ende April bis Anfang Oktober am Beispiel der 30jährigen Periode 1971 bis 2000 dargestellt. Bereits heute tritt in weiten Bereichen von Sachsen-Anhalt im Mittel ein mehr oder weniger hohes Defizit in der KWB auf (hell rot bzw. rot). Nur die mittleren und hohen Lagen des Harzes weisen auch während der Vegetationsperiode einen Wasserüberschuss auf (hellblau).

Verschneidet man die berechnete KWB mit dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser (nFK) aus der Bodenübersichtskarte VBK50 (s. Abb. 1), so ergibt sich ein deutlich differenzierteres Bild (s. Abb. 2). Unter aktuellen Klimabedingungen sind Waldbestände auf Standorten mit einer negativen klimatischen Wasserbilanz während der Vegetationsperiode auf eine Wasserversorgung aus dem Bodenwasserspeicher angewiesen.

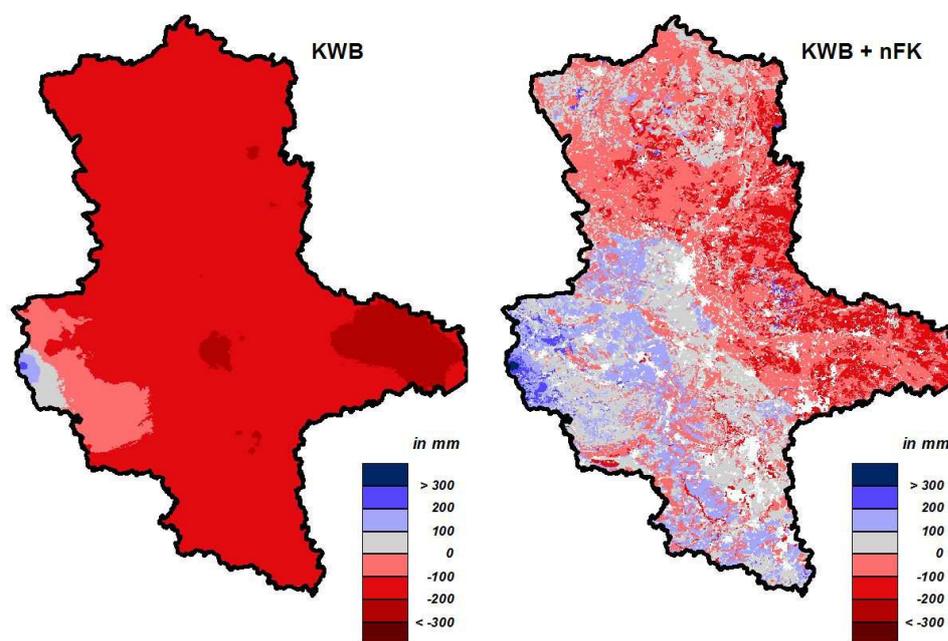


Abbildung 2: Klimatische Wasserbilanz (KWB) und Summe aus KWB und nutzbarer Feldkapazität (nFK) am Beispiel der 30jährigen Periode 1971 bis 2000 (Mittelwert der Vegetationsperiode)

Die Risikoklassifizierung nach SPELLMANN et al. (2011) erfolgte auf der Grundlage des bundesweiten Datensatzes der zweiten Bundeswaldinventur (BWI). Hierzu wurde für alle BWI-Stichprobenpunkte ein Modellbestand im Alter 100 Jahre mit Fichten-, Buchen-, Kiefern-, Eiche- bzw. Douglasien-Bestockung gerechnet. Eine flächenhafte Berechnung mit einer hohen räumlichen Auflösung

wäre aufgrund des immensen Rechenbedarfs nicht möglich gewesen. Zudem wurden die baumartenspezifischen Klassengrenzen für das Trockenstressrisiko gutachtlich angepasst. Da die potenzielle Verdunstung und damit die KWB einer Grasfläche um rund 100 mm geringer ist als bei einem Modellbestand (dies zeigen Simulationsrechnungen auf Intensiv-Monitoringflächen, z.B. SUTMÖLLER et al. 2009), wurde die Klassengrenze für das hohe Trockenstressrisiko um 100 mm vermindert. Für die Fichte verschiebt sich der Wert von -350 mm auf -250 mm, für die Buche von -400 mm auf -300 mm und für die Baumarten Kiefer, Eiche und Douglasie von -500 mm auf -400 mm (s. Tab. 2). Die Klassengrenze für ein sehr geringes Trockenstressrisiko wurde mit  $> 0$  mm für alle Baumarten nicht verändert. Zwischen den Klassen „hoch“ und „gering“ wurde linear interpoliert.

In Abänderung zu SPELLMANN et al. (2011) wurden die fünf Risikoklassen zu drei Klassen zusammengefasst. Das geringe Trockenstressrisiko umfasst die Klassen „sehr gering“ und „gering“, das mittlere Risiko die Klassen „mittel“ und „erhöht“ und das hohe Trockenstressrisiko die Klasse „hoch“. Das geringe Trockenstressrisiko der Fichte wird somit bei Werten von  $> -80$  mm, bei der Buche von  $> -100$  mm und bei der Kiefer, Eiche und Douglasie von  $> -150$  mm ausgewiesen. Entsprechend reicht das mittlere Trockenstressrisiko bei der Fichte von -80 bis -250 mm, bei der Buche von -100 bis -300 mm und bei der Kiefer, Eiche und Douglasie von -150 bis -400 mm (s. Tab. 2).

*Tabelle 2: Definition des baumartenspezifischen Trockenstressrisikos (KWB + nFK in der Vegetationszeit, in Anlehnung an SPELLMANN et al. 2011)*

Trockenstressrisiko	Fichte	Buche	Kiefer / Eiche / Douglasie
gering	$> -80$ mm	$> -100$ mm	$> -150$ mm
mittel	-80 bis -250 mm	-100 bis -300 mm	-150 bis -400 mm
hoch	$< -250$ mm	$< -300$ mm	$< -400$ mm

### 2.1.3 Baumartenspezifisches Trockenstressrisiko

Aufgrund der langen Produktionszeiten der untersuchten Hauptbaumarten ist für den Entscheidungsprozess bei der Baumartenwahl die Klimaperiode zum Ende des Jahrhunderts ausschlaggebend. Um die Veränderung des Trockenstressrisikos einschätzen zu können, wird das unter heutigen Klimabedingungen (Periode 1971 bis 2000) geschätzte Trockenstressrisiko mit den Verhältnissen in der Periode 2071 bis 2100 verglichen. Dabei wurde das Trockenstressrisiko unter heutigen Klimabedingungen anhand von Messdaten des DWD ermittelt.

Unter heutigen Klimabedingungen besteht für die Hauptbaumarten auf der Gesamtfläche (diese beinhaltet auch derzeit unbewaldete Flächen) in Sachsen-

Anhalt kein hohes Trockenstressrisiko. Auf rund 26% (482.460 ha) der potenziellen Standorte wird für die Fichte ein mittleres Trockenstressrisiko ausgewiesen (s. Tab. 3). Bei der Buche betrifft dies nur knapp 15% (276.884 ha). Insbesondere Standorte auf Böden mit einer geringen Wasserhaltefähigkeit im Osten von Sachsen-Anhalt werden mit einem mittleren Trockenstressrisiko belegt (s. Abb. 3 u. 4). Für die Kiefer, Eiche und Douglasie ist das Gefährdungspotenzial durch Trockenheit aktuell auf nahezu 100% der potenziellen Standorte in Sachsen-Anhalt als gering einzustufen (s. Tab. 3 und Abb. 5 u. 6).

Tabelle 3: Flächengröße (in ha) der Hauptbaumarten an den definierten Trockenstressrisikoklassen

Periode / Risiko	Fichte		Buche		Kiefer / Eiche / Douglasie	
	heute	2071-2100	heute	2071-2100	heute	2071-2100
Gering	1.377.992	38.988	1.583.568	76.516	1.842.368	283.008
Mittel	482.460	735.020	276.884	1.018.852	18.084	1.518.436
Hoch	0	1.086.444	0	765.084	0	59.008

Die klimatischen Verhältnisse werden unter der Annahme des Klimaszenarios A1B das Trockenstressrisiko für die Wälder in Sachsen-Anhalt signifikant erhöhen. Dabei nimmt das Gefährdungspotenzial für die Fichte und die Buche besonders stark zu. Für die Periode 2071 bis 2100 werden für die Fichte rund 58% der potenziellen Standorte mit einem hohen Trockenstressrisiko belegt, die Buche ist auf knapp 41% der Fläche stark durch Trockenheit gefährdet (s. Tab. 3, Abb. 4 u. 5). Ein geringes bzw. geringes bis mittleres Risiko besteht für die Fichte nur auf rund 2% der Fläche in Sachsen-Anhalt. Dies sind insbesondere Standorte im Nationalpark Harz und auf den gut mit Wasser versorgten Standorten im Ostharp (s. Abb. 4). Für die Buche sieht es nur wenig besser aus, da nur rund 4% der potenziellen Standorte ein geringes Trockenstressrisiko aufweisen (s. Abb. 5). Die Kiefer, Eiche und Douglasie sind hingegen in Zukunft nur auf wenigen Standorten (rund 3%) mit einem hohen Risiko belegt (s. Tab. 3). Dies betrifft vornehmlich Standorte im Osten von Sachsen-Anhalt (s. Abb. 3 u. 6). Der Großteil der potenziellen Flächen weist ein mittleres Trockenstressrisiko auf (82%).

Im Anhang ist in den Abbildungen A1 bis A4 die zeitliche Entwicklung des Trockenstressrisikos für die untersuchten Perioden dargestellt. Die Auswertung zeigt, dass bis zum Jahr 2040 nur mit einer verhältnismäßig geringen Zunahme des Gefährdungspotenzials durch Trockenstress zu rechnen ist. Ab der Periode 2041 bis 2070 nimmt dieses Risiko aber zu.

Die Wälder in Sachsen-Anhalt werden somit in Zukunft vermehrt unter Trockenstressbedingungen wachsen. Bereits heute ist die Fichte in den tiefen Lagen

und auf schlecht mit Wasser versorgten Standorten durch Trockenheit in ihrer Vitalität und Produktivität eingeschränkt, da ein hohes Wasserbilanzdefizit in der Vegetationszeit nur bedingt durch das pflanzenverfügbare Bodenwasser ausgeglichen werden kann. Dieses trifft auch in abgeschwächter Form für die Buche zu, so dass nach derzeitigem Kenntnisstand ihr Gefährdungspotenzial durch Trockenheit nur geringfügig kleiner als bei der Fichte ist.

Einschränkend ist anzumerken, dass die hier dargestellten Ergebnisse zum Trockenstressrisiko noch als vorläufig zu betrachten sind, da die Ableitung der Klassengrenzen für die Risikostufen derzeit neu bearbeitet werden und die Methodik der Auswahl der Referenzvarianten der WETTREG2010-Klimaprojektionen überprüft wird.

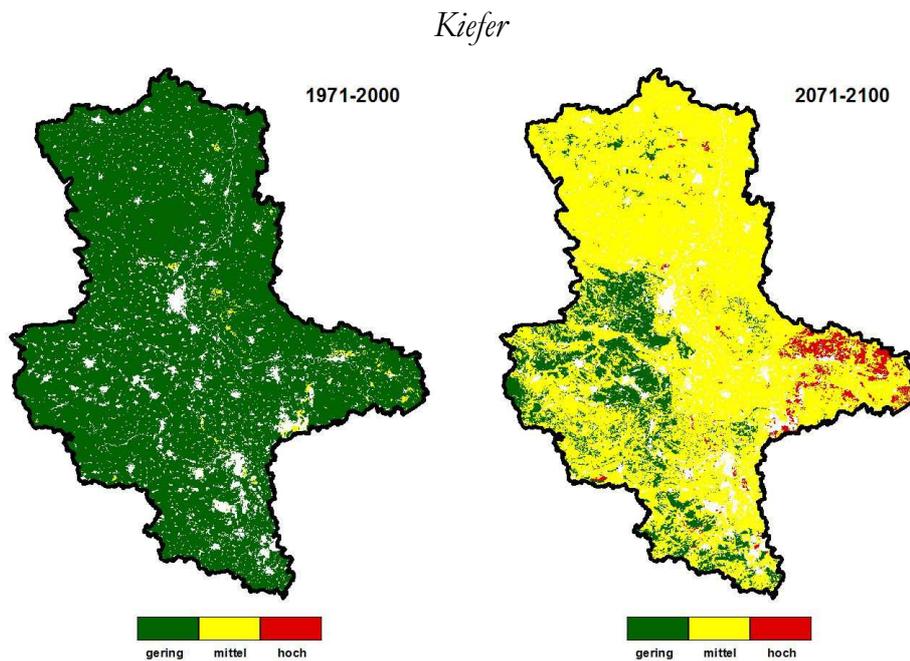


Abbildung 3: Trockenstressrisiko für die Kiefer in Sachsen-Anhalt

*Fichte*

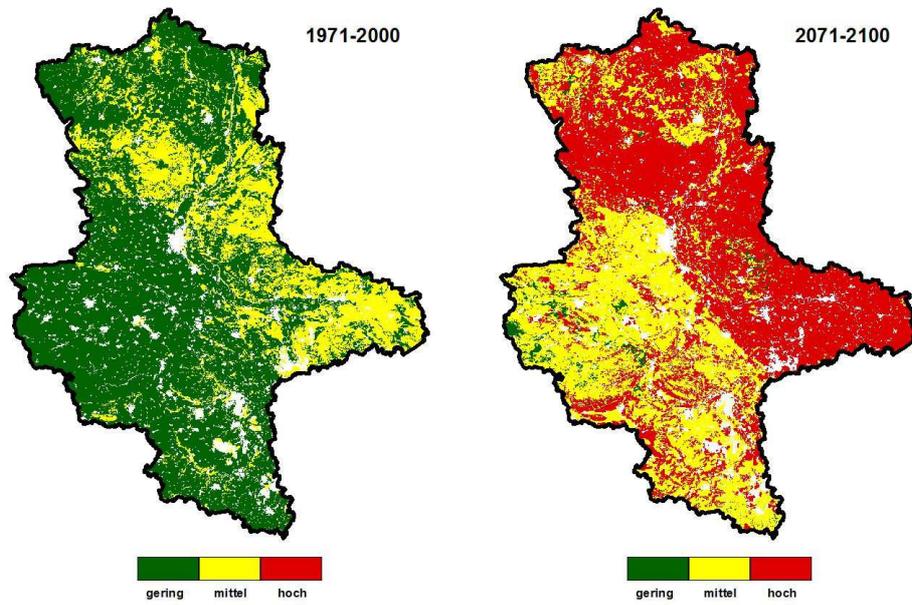


Abbildung 4: Trockenstressrisiko für die Fichte in Sachsen-Anhalt

*Buche*

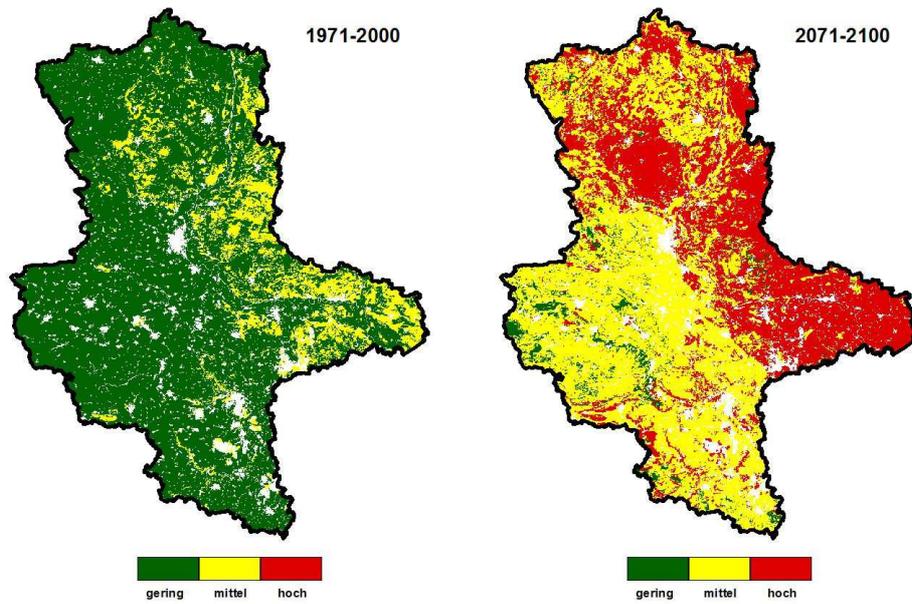


Abbildung 5: Trockenstressrisiko für die Buche in Sachsen-Anhalt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

### *Eiche und Douglasie*

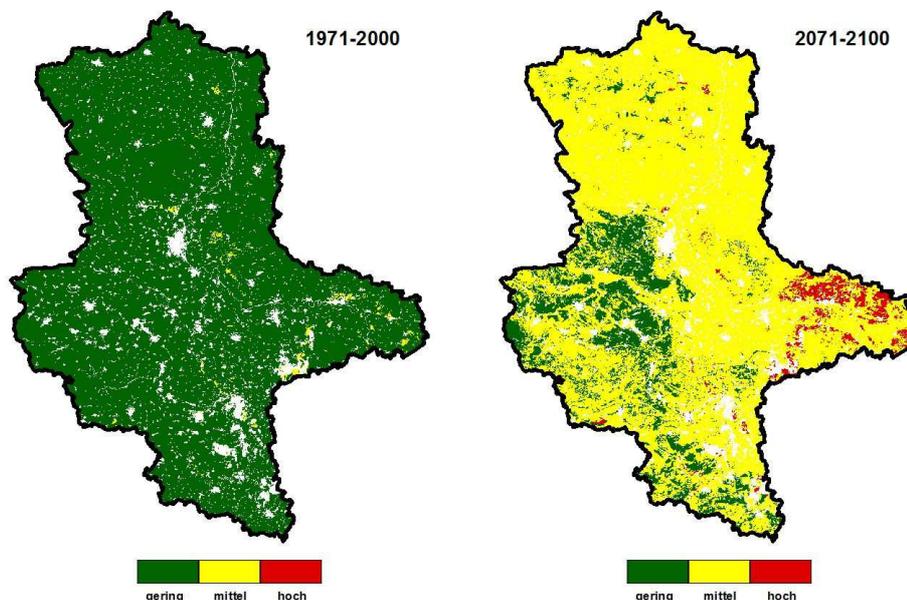


Abbildung 6: Trockenstressrisiko für die Eiche und Douglasie in Sachsen-Anhalt

## 2.2 Veränderungen der Stickstoffeinträge

### 2.2.1 Datengrundlagen

Die Nährstoffversorgung ist neben dem Wasserhaushalt die wichtigste lokale Standortskomponente. Waldökosysteme in Mitteleuropa sind seit mehreren Jahrzehnten hohen atmosphärischen Stoffeinträgen ausgesetzt. Durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung sind die Säureeinträge in den letzten Jahren stark zurückgegangen (FOWLER et al. 2007). Anders verhält es sich bei den atmosphärischen Einträgen von reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen, die nach wie vor einen sehr hohen Stand aufweisen. Somit sind die atmosphärischen Stickstoffdepositionen mittlerweile neben dem Klimawandel zu einer der Hauptgefährdungen für die Funktionalität und Stabilität der Waldökosysteme geworden (GLATZEL et al. 1987, NILSEN 1990, MATSON et al. 2002). Als weitere unerwünschte Effekte sind die Verschiebung des Artenspektrums in der Bodenvegetation (ANDERS et al. 2002, SVERDRUP et al. 2007) und insbesondere die Austräge von Nitrat mit dem Sickerwasser (Gewässereutrophierung und -versauerung) (DISE & WRIGHT 1995, AHRENDTS et al. 2010) zu nennen.

Neben Störungen und Schädigungen der Waldökosysteme berichten zahlreiche Untersuchungen von Wachstumssteigerungen durch die atmosphärischen Stick-

stoffeinträge (KENK & FISCHER 1988, NILSSON & WIKLUND 1992, SPIECKER et al. 1996, ALBERT & SCHMIDT 2010). Entsprechend sind bei der Modellierung des Waldwachstums die Stickstoffeinträge durch die atmosphärische Deposition von zentraler Bedeutung. So haben z.B. die Untersuchungen von LAUBHANN et al. (2009) gezeigt, dass aus einer Erhöhung der N-Deposition um  $1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  in Abhängigkeit von der Baumart eine Zunahme des Grundflächenzuwachses zwischen 1,2% und 1,49% resultieren kann.

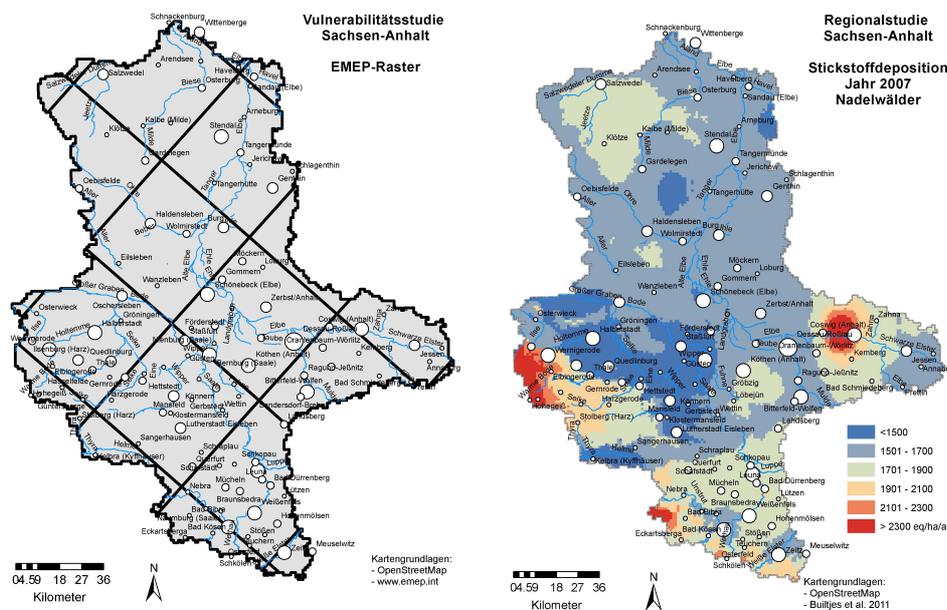


Abbildung 7: Räumliche Auflösung der EMEP-Daten (links) und regionale Verteilung der Stickstoffdepositionen im Jahr 2007 für Nadelwälder nach BUILTJES et al. (2011)

Da das Standorts-Leistungs-Modell anhand der bundesweiten Daten der Bundeswaldinventur (BWI) parametrisiert wurde, sind bundesweite Datengrundlagen erforderlich. Flächendeckende und räumlich detaillierte Eingangsdaten von atmosphärischen Stickstoffeinträgen in Deutschland liefern die Daten des Umweltbundesamtes (BUILTJES et al. 2011). Diese Daten werden mit einer modifizierten Version (AHRENDTS et al. 2007; 2010) des Modells MAKEDEP von ALVETEG et al. (1998) gekoppelt. Beispiele für die Anwendung dieses gekoppelten Modellsystems sind bei AHRENDTS et al. (2007, 2008, 2009, 2010), ALBERT & SCHMIDT (2009, 2010a), HAUCK et al. (2012) und JANSEN et al. (2007) zu finden. Durch Verbesserungen der Methode zur Berechnung der trockenen Deposition (Erhaltung der Massenbilanz; veränderte Parametrisierung der atmosphärischen Widerstände) unterscheiden sich die Depositionsfrachten der Datensätze von BUILTJES et al.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

(2011) und GAUGER et al. (2008). Da das empirische Waldwachstumsmodells von ALBERT & SCHMIDT (2010) mit den Daten von GAUGER et al. (2008) parametrisiert wurde, wurde eine Korrekturfunktion für die aktuellen Depositionsdaten des Umweltbundesamtes entwickelt (Kap. 2.3.4). Die Abb. 7 zeigt die räumliche Auflösung des EMEP-Rasters und die atmosphärischen Stickstoffeinträge für das Jahr 2007 in Sachsen-Anhalt.

### 2.2.2 Depositionsszenarien

Die Depositionsdaten von BUILTJES et al. (2011) decken nur einen relativ kurzen Zeitraum ab. Daher ist es notwendig, zeitliche Extrapolationsverfahren für die Stoffdeposition mit den Daten zu kombinieren. Dieses umfasst sowohl die Rekonstruktion der historischen Inputkurven, als auch die Entwicklung von Szenarien für die zukünftige Entwicklung der Deposition von Stickstoffkomponenten.

Für die Konstruktion von einheitlichen Depositionszeitreihen wurde für den Zeitraum von 1980 bis 2006 auf die EMEP Daten (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) zurückgegriffen (<http://www.emep.int>) und aus ihnen Kurven der relativen Deposition berechnet. Zur Berechnung der Deposition vor 1980 wurden historische Zeitreihen herangezogen (ALVETEG et al. 1998, SCHÖPP et al. 2003). Die Verwendung dieser einheitlichen Rekonstruktionsgrundlage ist daher von Bedeutung, da mit Hilfe dieser Methodik auch das klimasensitive Waldwachstumsmodell (ALBERT & SCHMIDT 2010) für ganz Deutschland parametrisiert wurde. Die Berechnung der relativen Deposition wurde wie folgt durchgeführt:

$$DEP_t = DEP_{RJ} \cdot \left( \frac{EMEP_t}{EMEP_{RJ}} \right) \quad [1]$$

mit:

$DEP_t$	= Deposition zum Zeitpunkt t, [eq m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]
$DEP_{RJ}$	= Deposition im Referenzjahr, [eq m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]
$EMEP_t$ :	= EMEP Deposition zum Zeitpunkt t, [eq m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]
$EMEP_{RJ}$ :	= EMEP Deposition im Referenzjahr, [eq m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup> ]

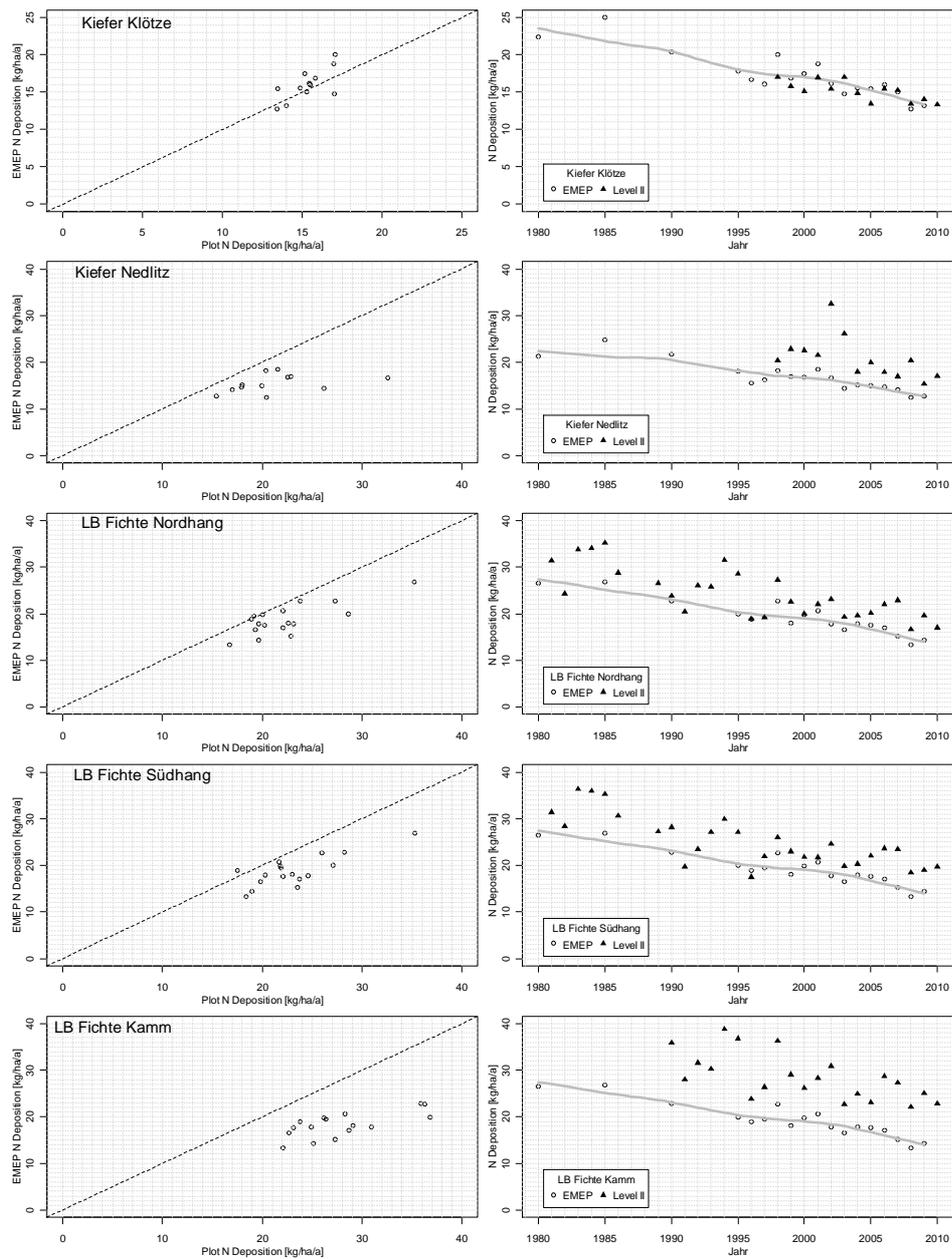


Abbildung 8: Vergleich der Gesamt-N-Deposition des EMEP-Datensatzes mit der Gesamt-N-Deposition auf den Level II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings (berechnet nach ULRICH 1994)

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Diese Art der Skalierung von gemessenen Daten mit dem Verhältnis (oder der Differenz) von modellierten Daten wird häufig in der Meteorologie zur Korrektur von Klimadaten angewendet, um Konsistenz mit den gemessenen Daten zu erzeugen (PIANI et al. 2010, MUDELSEE et al. 2010). Als Referenzjahr wurde für den Datensatz von BUILTJES et al. (2011) (Zeitraum 2004-2007) das Jahr 2005 ausgewählt, und für dieses Jahr eine mittlere Deposition berechnet. Dieser Berechnungsansatz macht die Skalierung robuster gegenüber einzelnen jährlichen Schwankungen der modellierten Deposition. Um die Übertragbarkeit dieses Ansatzes auf Sachsen-Anhalt zu gewährleisten, wurde zunächst untersucht, ob die Depositionstrends in den EMEP-Daten mit denen auf den Level II Flächen des forstlichen Umweltmonitorings vergleichbar sind. Abbildung 8 zeigt beispielhaft diesen Vergleich für die Level II-Flächen in Sachsen-Anhalt (Nedlitz, Klötze) und drei Level II-Flächen im Harz (Lange Bramke Nordhang/Südhang/Kamm).

Die angenommenen Projektionen der zukünftigen Depositionsentwicklungen basieren auf den Auswertungen von AMANN et al. (2008). Tabelle 4 zeigt die Projektionen für die Emissionsentwicklung der Schadstoffe SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> und NH<sub>3</sub> für das Jahr 2020 unter verschiedenen gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen. Für die Berechnungen der Deposition wurde das „wahrscheinlichste“ Szenario der gegenwärtigen Politik (CP) ausgewählt (Abb. 9).

Tabelle 4: Szenarien der Emissionsentwicklung in Deutschland bis zum Jahr 2020. Das Bezugsjahr für die prozentuale Reduktion ist 2000 (AMANN et al. 2008).

Szenario	SO <sub>2</sub> [%]	NO <sub>x</sub> [%]	NH <sub>3</sub> [%]
CLE (gegenwärtige Gesetzgebung)	-31.9	-48.1	-5.6
CP (gegenwärtige Politik)	-36.0	-54.9	-10.0
MRR (maximale Reduktion)	-44.6	-63.3	-46.3

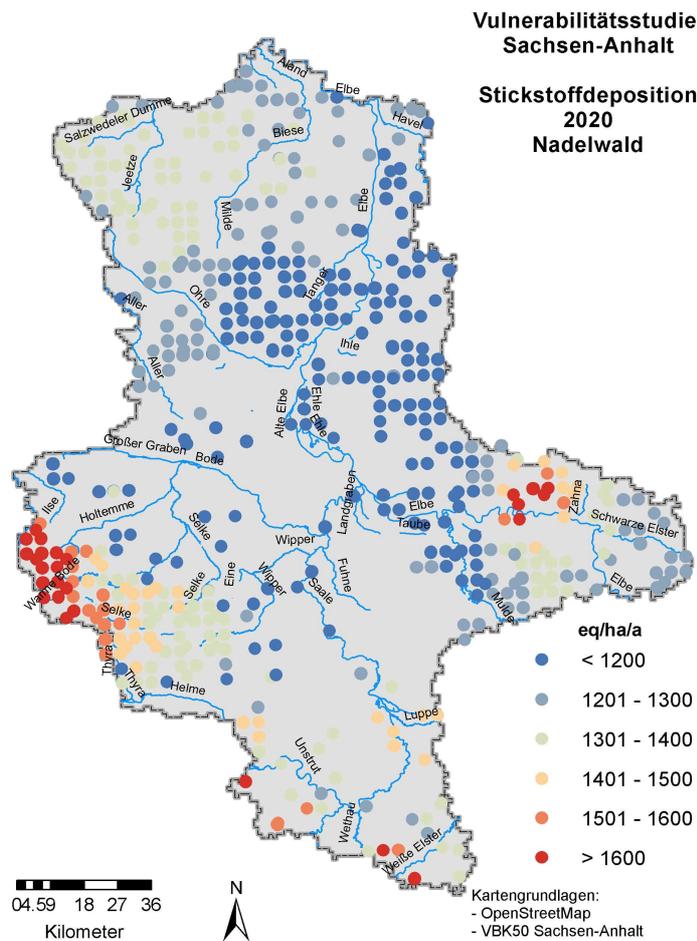


Abbildung 9: Räumlich Verteilung der projizierten Stickstoffdepositionen für die Untersuchungseinheiten im Jahre 2020 (Datengrundlage ist BUILTJES et al. 2011)

### 2.3 Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen

Die von ALBERT & SCHMIDT (2010a, 2010b) entwickelten klimasensitiven Wachstumsfunktionen wurden auf die Waldflächen in Sachsen-Anhalt angewendet. Die dafür benötigten Eingangsgrößen wurden aus regionalisierten Standortinformationen hergeleitet. Dies sind die Temperatursumme und die baumartspezifische klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit, der Ariditätsindex, das pflanzenverfügbare Bodenwasser (nFK) sowie die Nährstoffausstattung des Bodens inklusive der Stickstoffdeposition. Als Hilfsgrößen dienten die geografische Lage sowie Informationen aus einem digitalen Geländemodell. Angesichts des begrenzten Bearbeitungszeitraumes musste weitgehend auf bereits aufbereitete und landesweit

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

verfügbare Datengrundlagen aus der Standortkartierung, der Forsteinrichtung, der Bundeswaldinventur (BWI), der Bodenzustandserhebung und von Versuchsflächen zurückgegriffen werden.

### 2.3.1 Lage der Standorte und Untersuchungsansatz

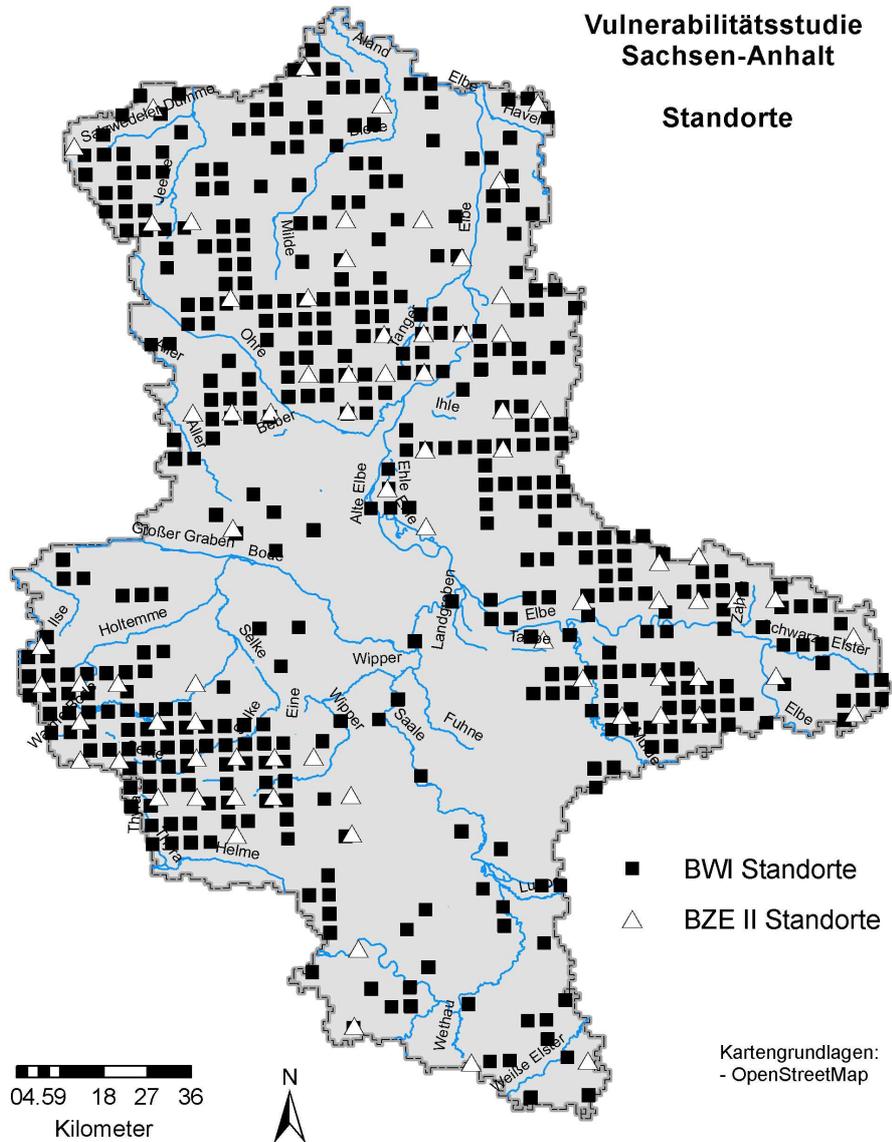


Abbildung 10: Lage der BWI- und BZE II-Standorte im Untersuchungsgebiet

Die Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen erfolgt für die Standorte der Bundeswaldinventur (BWI). An den BZE II-Standorten soll zu einem späteren Zeitpunkt eine Modellprüfung erfolgen. Abb. 10 zeigt die räumliche Verteilung der beiden Datensätze in Sachsen-Anhalt. Zu jedem der schwarz dargestellten BWI-Punkte gehören vier Unterpunkte (sogenannte Tracktecken), so dass beide Datensätze zusammen aus 1310 Punkten bestehen. Für den Einsatz des Standort-Leistungsmodells ist es notwendig, dass zwischen den naturräumlichen Einheiten Tiefland, Hügelland und Bergland unterschieden wird.

### 2.3.2 *Nutzbare Feldkapazität (nFK) für das Standorts-Leistungs-Modell*

Die in der nutzungsdifferenzierten vorläufigen Bodenübersichtskarte (VBK 50) für Sachsen-Anhalt (Boden-Relief-Einheiten, Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt 2011) angegebene nFK ist nach KA5 (AG BODEN 2005) aus der Bodenart unter Berücksichtigung von Trockenrohdichte und Humusgehalt abgeleitet worden. Die in der KA5 aufgeführten Tabellen für die Schätzung der bodenphysikalischen Kennwerte (FK, nFK, LK und kf) weisen jedoch Unschärfen auf (RENGER et al. 2008). Daher hat die Arbeitsgruppe der DBG „Kennwerte des Bodengefüges“ die bestehenden Schätztabellen überarbeitet. Dieses betrifft insbesondere die Zu- und Abschläge für hydromorphe Böden in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand und Stauwassereinfluss. Der Einfluss des Grundwassers und der Staunässe wurde bisher bei der Schätzung der nFK-Werte nicht berücksichtigt (AG BODEN 2005). Entsprechend wurde die nFK für die Parametrisierung des Standorts-Leistungsmodells neu nach RENGER et al. (2008) berechnet. In diesem Zusammenhang wurden auch die Humusaufgaben berücksichtigt. Die Ableitung erfolgt nach LEUSCHNER (1998) mit einer nFK von 26 mm/dm. Neben der Humusaufgabe wurde auf sehr skeletthaltigen Standorten auch der Festgesteinszerfall bei den Berechnungen berücksichtigt (MÜLLER 2004). Extrem humosen Horizonten (15-30% organische Substanz) wird pauschal eine nFK von 37 mm/dm zugewiesen (MÜLLER 2004). Die notwendigen Bodenparameter (Bodenart, Lagerungsdichte,  $C_{org}$ -Gehalt) wurden der VBK 50 entnommen. Der Grundwasserflurabstand wurde anhand der Angaben in der Karte der Boden-Relief-Einheiten für das Land Sachsen-Anhalt abgeschätzt. Die Berechnung der nFK erfolgte entsprechend der Vorgaben durch das Standort-Leistungs-Modell für eine Profiltiefe von 140 cm.

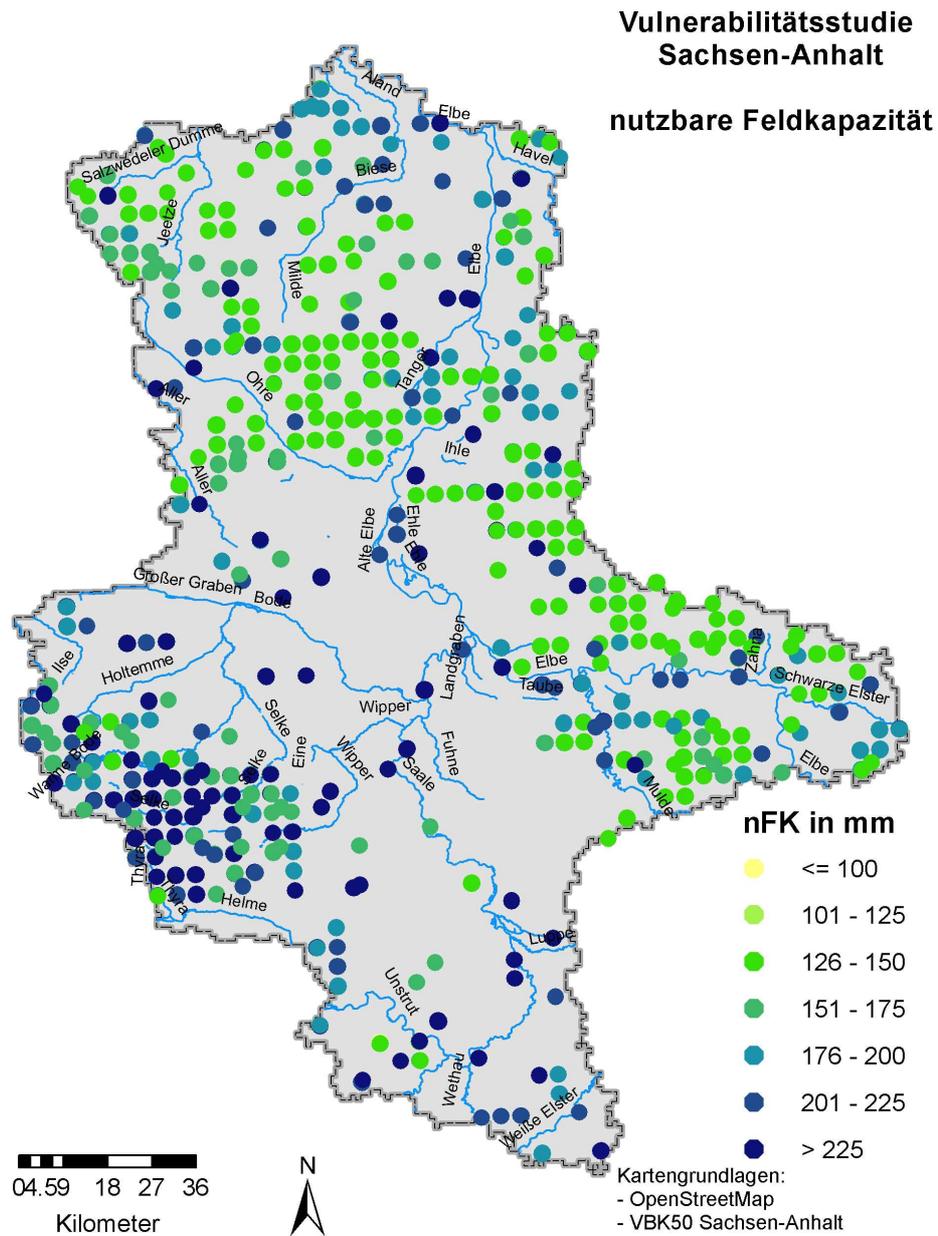


Abbildung 11: Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) für eine Bezugstiefe von 140 cm  
(Datengrundlage: VBK50 Sachsen-Anhalt)

### 2.3.3 Abschätzung der Nährstoffversorgung für das Standorts-Leistungs-Modell

Informationen für die Datenpunkte der BWI liegen aus der digitalen Standortkartierung nur etwa für 2/3 der Standorte vor (Abb. 13). Daher wurde die Nährstoffversorgung anhand der VBK50 abgeleitet (Abb. 14). Dieses hat den methodischen Vorzug, dass die nutzbare Feldkapazität und die Nährstoffausstattung anhand der gleichen Grundlagen (z.B. Bodenarten usw.) ermittelt werden. Zur Abschätzung wurden die Modellansätze verwendet, die auch zur Parametrisierung des Standort-Leistungs-Modells eingesetzt wurden (ALBERT & SCHMIDT 2010). Dieses hat den weiteren Vorteil, dass mit diesen Modellen direkt die „numerischen“ Nährstoffziffern ermittelt werden, die in das Modell eingehen. Bei einer groben Abschätzung der Nährkraftstufen anhand der in der VBK50 hinterlegten V-Werte (SEA 1995, LITTERSKI et al. 2010) müssten die Nährkraftstufen anschließend in das Kartierschema der sachsen-anhaltischen Standortkartierung übersetzt werden, um dann in einem weiteren Schritt in die Klassifizierung des Standorts-Leistungs-Modell transformiert zu werden. Somit werden bei der gewählten Methodik potentielle Übersetzungsverluste minimiert.

Die Modellansätze mussten jedoch leicht modifiziert werden, da in der VBK50 keine Angaben zum C/N-Verhältnis des Oberbodens und der effektiven Kationenaustauschkapazität vorliegen. Des Weiteren sind in der VBK50 nur Angaben zum V-Wert (Basensättigung nach Kappen-Adrian) vorhanden. Dieser kann jedoch nur mit einem erheblichen Informationsverlust in eine auf die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) bezogene Basensättigung umgerechnet werden (Handbuch Forstliche Analytik 2012, in Vorbereitung). Entsprechend wurde anstatt der Basensättigung der pH-Wert<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> in die Modelle zur Abschätzung der Nährstoffversorgung aufgenommen. Für einige wenige Profile lagen in der VBK50 keine Angaben zum pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>, sondern nur Angaben zum pH<sub>(KCl)</sub> vor. Entsprechend wurde anhand des Datenkollektivs der Bodenzustandserhebung I (BZE) aus Sachsen-Anhalt eine einfache Schätzfunktion zur Umrechnung des pH<sub>(KCl)</sub> in pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> abgeleitet (Abb. 12).

Bei der Ermittlung der Nährstoffziffer wird entsprechend dem niedersächsischen Standortkartierungsverfahren zwischen Berg-/Hügelland und Flachland unterschieden. Es muss an dieser Stelle auch betont werden, dass die beschriebenen Modelle kein Ersatz für die forstliche Standortkarte sind, sondern nur als Näherungsverfahren zur Ableitung der Nährstoffausstattung anhand von flächenhaft verfügbaren Bodeninformationen dienen.

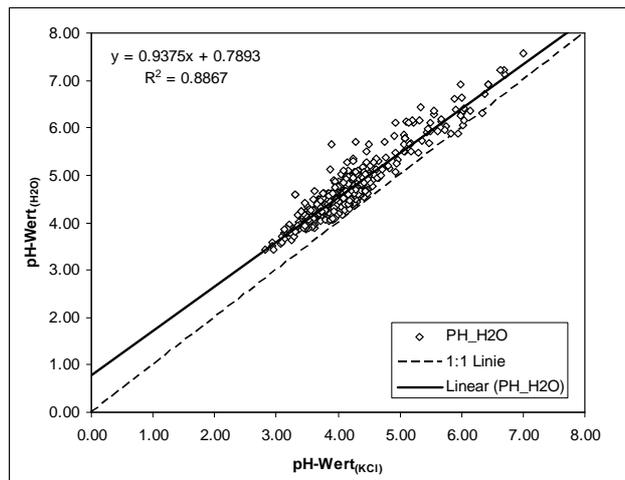


Abbildung 12: Beziehung zwischen  $pH_{(H_2O)}$  und  $pH_{(KCl)}$  anhand der Bodenprofile der Bundesweitenzustandserhebung (BZE I) im Wald aus Sachsen-Anhalt

Tabelle 5: Ausgewählte multiple Regressionsmodelle (MR) zur Abschätzung der „numerischen“ Nährstoffziffer für die Regionen „Tiefeland“ und „Bergland u. Mittelgebirge“. NZ: Nährstoffziffer (1-17),  $KAK_p$ : potentielle Kationenaustauschkapazität,  $pH_{H_2O}$ : pH-Wert in  $H_2O$  gemessen, T: Tongehalt, U: Schluffgehalt, SK: Skeletgehalt, TEMP: Jahresmitteltemperatur ( $^{\circ}C$ ).

Region	Modellstruktur	$r^2_{adj}$
Tiefeland	$NZ = b_0 + b_1 \ln KAK_p + b_2 \ln pH_{H_2O} + b_3 \ln T + b_4 \ln U + \varepsilon$	0,74
Bergland/Mittelgebirge	$\ln NZ = b_0 + b_1 pH_{H_2O} + b_2 \ln T + b_3 SK + b_4 \ln TEMP + \varepsilon$	0,42

Tabelle 5 zeigt die ausgewählten multiplen Regressionsmodelle zur Abschätzung der Nährstoffziffer für die unterschiedlichen Regionen „Tiefeland“ und „Bergland/Mittelgebirge“ und die Tabelle 6 die zugehörigen Modellparameter.

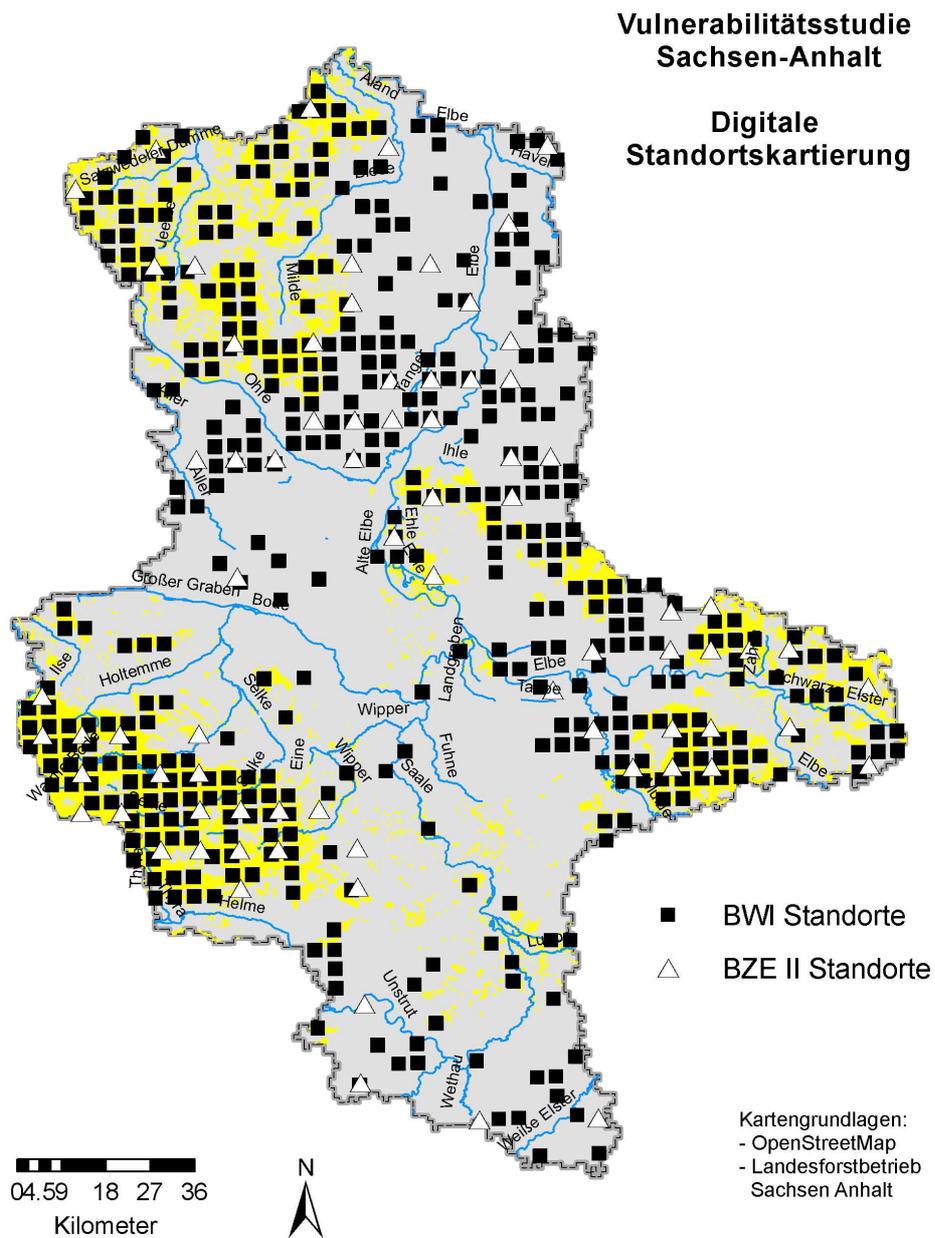


Abbildung 13: Abdeckung der Standorte durch die digitale Standortskartierung (gelbe Farbe) im Untersuchungsgebiet

Tabelle 6: Parameterschätzungen der ausgewählten multiplen Regressionsmodelle zur Abschätzung der „numerischen“ Nährstoffziffer für die Kartierschemata „Flachland“ sowie „Bergland und Hügelland“ des niedersächsischen Standortskartierungsverfahrens

Region	Parameter	Schätzwert	Std. Fehler	Pr (> t )	Sig.
Tiefland	b <sub>0</sub>	-4,08	1,93	0,037	*
	KAK <sub>pot</sub>	1,29	0,25	1,24e-06	***
	pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>	2,79	1,21	0,023	*
	T	1,14	0,27	6,03e-05	***
	U	0,51	0,22	0,020	*
Bergland/ Mittelgebirge	b <sub>0</sub>	0,078	0,163	0,633	
	pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>	0,065	0,012	4,42e-08	***
	T	0,164	0,027	5,20e-09	***
	SK	-0,0019	0,0006	0,00069	***
	TEMP	0,78	0,08	< 2e-16	***

Signif. Schlüssel: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

KAK<sub>pot</sub>: potenzielle Kationenaustauschkapazität; pH<sub>(H<sub>2</sub>O)</sub>: pH-Wert in H<sub>2</sub>O gemessen; T: Tongehalt; U: Schluffgehalt; SK: Skelettgehalt; TEMP: Jahresmitteltemperatur.

Die Regressionsmodelle berücksichtigen die Abhängigkeiten der numerischen Nährstoffziffer zu wichtigen physikalischen und bodenchemischen Parametern, wie Tongehalt, Skelettgehalt, pH-Wert und Kationenaustauschkapazität. Auf die hohe Bedeutung der Umsatzbedingungen im Oberboden deutet die signifikante positive Beziehung der Nährstoffziffer zur Temperatur im Bergland hin. Mit steigender Temperatur erhöht sich die Prozessgeschwindigkeit der Mineralisierung (WALSE et al. 1998) und der Verwitterung (SVERDRUP & WARFVINGE 1993) und somit die Nährstoffverfügbarkeit. Die Temperaturabhängigkeit der Nährstoffziffer kann jedoch auch einen Bias des Kartierers beschreiben, da dieser eventuell die Nährstoffausstattung an sehr kalten Standorten aufgrund der Wuchsleistung zu gering einstuft.

Alle notwendigen Daten können der VKB50 entnommen werden. Hierfür sind jedoch einige vorbereitende Arbeitsschritte (Preprocessing) notwendig, die im Folgenden kurz beschrieben werden.

Für die Berechnung von mittleren bodenphysikalischen und –chemischen Profileigenschaften erfolgte die tiefengewichtete Mittelwertbildung für eine Bezugstiefe von 100 cm nach der folgender Gleichung:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

$$X = \frac{1}{T} \sum_{h=1}^n T_h \cdot X_h \quad [2]$$

mit:

X: Bodeneigenschaft (z.B. Sandgehalt, Skelettgehalt, Basensättigung)

T: Profiltiefe, [cm]

h: Horizont

Die in der VBK50 hinterlegte potentielle KAK beschreibt nur die potentielle KAK der Bodenart. Da sich jedoch die potentielle KAK einer Mineralbodenprobe aus der Summe der  $KAK_{pot}$  der Bodenart und der  $KAK_{pot}$  des Humusanteils ergibt (AG Boden 2005), wurde dieser Anteil der  $KAK_{pot}$  anhand der Tabelle 7 zu den in der VBK50 hinterlegten Werten addiert.

Tabelle 7: *Potenzielle Kationenaustauschkapazität  $KAK_{pot}$  in Abhängigkeit vom Humusgehalt (Müller 2004)*

Humus		$KAK_{pot}$
in Masse-%	Kurzzeichen	in cmol <sub>c</sub> /kg
< 1	h1	1
1 bis < 2	h2	3
2 bis < 4	h3	7
4 bis < 8	h4	15
8 bis < 15	h5	25
15 bis 30	h6	50
> 30	H/h7	125

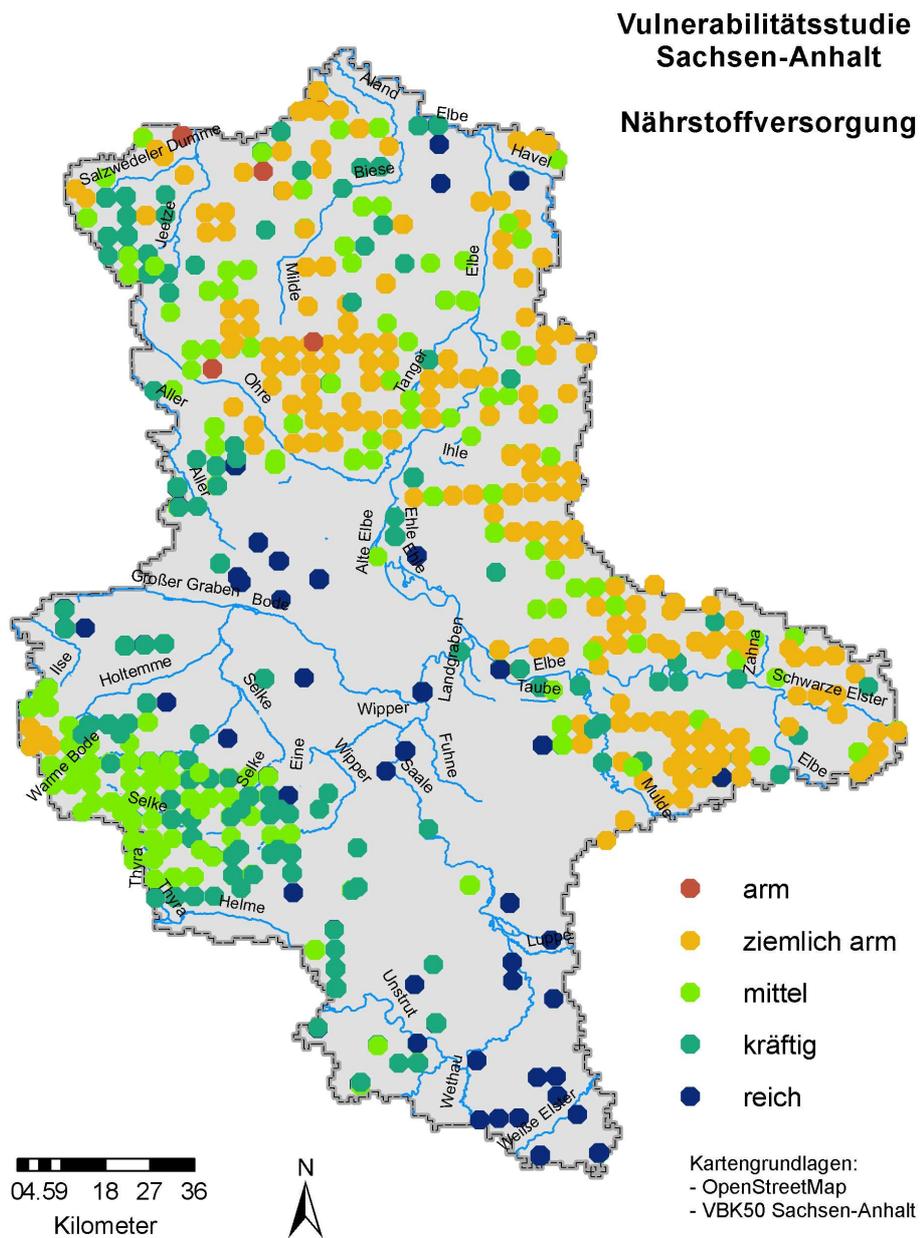


Abbildung 14: Grobe Einstufung der Nährstoffversorgung an den Bearbeitungspunkten im Untersuchungsgebiet

### 2.3.4 Modellierung des Standort-Leistungsbezugs

Es ist das Ziel, den Standort-Leistungs-Bezug so umfassend zu beschreiben, dass die Variabilität des Leistungsspektrums auf einem Standort quantifiziert werden kann. Für viele waldwachstumskundliche Fragestellungen sind Schätzungen des Erwartungswertes einer Bonitätsverteilung aussagekräftig. Für eine spezifische Kombination von Standortseigenschaften sind die beobachteten Höhenbonitäten annähernd normalverteilt, so dass ihr Erwartungswert mit einem Standardregressionsmodell geschätzt werden kann. Jedoch werden viele waldbauliche Entscheidungen wie z.B. die Baumartenwahl nicht ausschließlich an Erwartungswerten ausgerichtet. Die Anbauempfehlung für eine Baumart muss vielmehr die Variabilität der Bonitäten eines Standortes berücksichtigen. Ein mögliches Entscheidungskriterium ist daher der Anteil der Bestände (z.B. 70, 80 oder 90%) einer Standorteinheit, der eine bestimmte Mindestbonität erreicht. Für die Entscheidungsunterstützung bei der Baumartenwahl muss folglich ein Quantil der Verteilung der Standortleistungsfähigkeit geschätzt werden. Die Anforderungen der forstlichen Praxis an die Leistungsfähigkeit von Waldbeständen bestimmen dabei, welches konkrete Quantil als ausreichend angesehen wird.

In dieser Untersuchung werden sowohl verallgemeinerte additive Modelle zur Schätzung des Erwartungswertes als auch Schätzmodelle für Quantile des Standort-Leistungs-Bezuges für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie für die umfassende Analyse des Standort-Leistungspotenzials angewendet. Anhand der Ergebnisse der Quantilsregression werden mehrdimensionale Ökogramme erstellt, die zur waldbaulichen Entscheidungsunterstützung bei der Baumartenwahl dienen.

#### 2.3.4.1 Modellansatz zur Schätzung des Erwartungswertes

Die Theorie des Modellansatzes zur Schätzung des Erwartungswertes der Standortleistungsfähigkeit sowie umfassende Evaluationen sind in ALBERT & SCHMIDT (2010 a und b und 2012) beschrieben.

Ziel der Modellierung ist es, die Standortleistungsfähigkeit für jeden beliebigen Forstort und verschiedene Baumarten in Abhängigkeit von Boden- und Klimavariablen aber ohne Kenntnis von Bestandesmerkmalen zu schätzen. Somit wird es möglich, die Standortleistungsfähigkeit unabhängig von der aktuell vorhandenen Baumart in die Zukunft zu projizieren. Die klimatischen Daten des Parametrisierungsdatensatzes stammen von der retrospektiven Modellierung der Klimanormalperiode 1961 bis 1990 des Modells WETTREG (SPEKAT et al. 2007) in der Version 2006. Die Stickstoffdepositionsraten wurden modelliert mit einer modifizierten Version von MAKEDEP (s. Kap. 2.2.1). Folgende Modellspezifikation auf Basis von verallgemeinerten additiven Modellen *GAM* (WOOD 2006) wird für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer verwendet und an einem bundesweiten Datensatz im Statistikpaket R 2.10.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2006) unter Verwendung der Bibliothek *mgcv* 1.6-0 (WOOD 2006) parametrisiert:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

$$\text{hg100}_i = \alpha_i + \text{Nähr}_i^T \beta + f_1(\text{Temp}_i) + f_2(\text{KWB}_i) + f_3(\text{nFK}_i) + f_4(\text{Ndep}_i) + f_5(\text{RW}_i, \text{HW}_i) + \epsilon_i \quad [3]$$

mit  $\text{hg100}_i$ =Mittelhöhenbonität im Alter 100 an Stichprobenpunkt  $i$  [m],  $\text{Nähr}_i^T$ =Indikatorenvektor für klassifizierte Bodennährstoffe,  $\beta$ =zu Nähr gehörender Parametervektor,  $\text{KWB}_i$ =klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit (VZ) [mm],  $\text{Temp}_i$ =Temperatursumme in der VZ [°C],  $\text{Ndep}_i$ =mittlere Stickstoffdeposition [eq/ha/a],  $\text{nFK}_i$ =nutzbare Feldkapazität auf 1,4m Bodentiefe [mm],  $\text{RW}_i, \text{HW}_i$ =Gauss-Krüger-Lagekoordinaten,  $\alpha_i$ =Regressionskoeffizient (Interzept),  $f_1, f_2, f_3, f_4$ =eindimensionale glättende Funktionen,  $f_5$ =zweidimensionale glättende Funktion zur Beschreibung des räumlichen Trends.

Bei der Baumart Douglasie führen die untereinander korrelierten Prädiktoren bei gleichzeitig deutlich geringerer Datengrundlage dazu, dass sich die Modelleffekte nicht voneinander trennen lassen. Insbesondere der Effekt der klimatischen Wasserbilanz zeigt bei simultaner Schätzung einen unplausiblen Verlauf, wonach zunehmende Trockenheit zu einer gesteigerten Standortleistungsfähigkeit führen würde. Für die Gewährleistung eines biologisch plausiblen Modellverhaltens werden deshalb die Modelleffekte der Variablen Temperatursumme (Temp) und klimatische Wasserbilanz (KWB) mittels einer Vorschätzung bestimmt. Anschließend gehen diese Modelleffekte als Konstanten in ein finales Modell ein, in dem lediglich noch die Effekte der übrigen Prädiktoren geschätzt werden. Darüber hinaus ist die Variable nutzbare Feldkapazität (nFK) im Douglasienmodell nicht signifikant. Für die Douglasie wird somit folgendes Modell definiert:

$$\text{hg100}_i = \alpha_i + \text{Nähr}_i^T \beta + \hat{f}_1(\text{Temp}_i) + \hat{f}_2(\text{KWB}_i) + f_4(\text{Ndep}_i) + f_5(\text{RW}_i, \text{HW}_i) + \epsilon_i \quad [3.1]$$

mit  $\hat{f}_1, \hat{f}_2$ = mittels Vorschätzung bestimmte und konstant gesetzte Effekte; übrige Variablen wie für [3] spezifiziert.

Die Kenngrößen der Modellgüte in Tabelle 8 weisen mittlere Bestimmtheitsmaße aus, der Standardfehler liegt je nach Baumart meist deutlich unter der Differenz einer Ertragsklasse und ein Bias ist nicht vorhanden.

Tabelle 8: Kenngrößen der Modellgüte (se=Standardfehler)

Baumart	R <sup>2</sup>	se [m]	Bias [m]
Fichte	0,44	3,1	-7,3e-14
Buche	0,31	3,4	1,6e-14
Kiefer	0,45	2,6	-4,0e-15
Eiche	0,33	3,1	-9,0e-17
Douglasie	0,40	5,0	8,7e-15

Zum Verständnis des Modellverhaltens unter sich verändernden Klimabedingungen sind die partiellen Effekte der Klimatischen Wasserbilanz, der Temperatursumme, der nutzbaren Feldkapazität und der Stickstoffdeposition von Interesse (Abb. 15 bis 18).

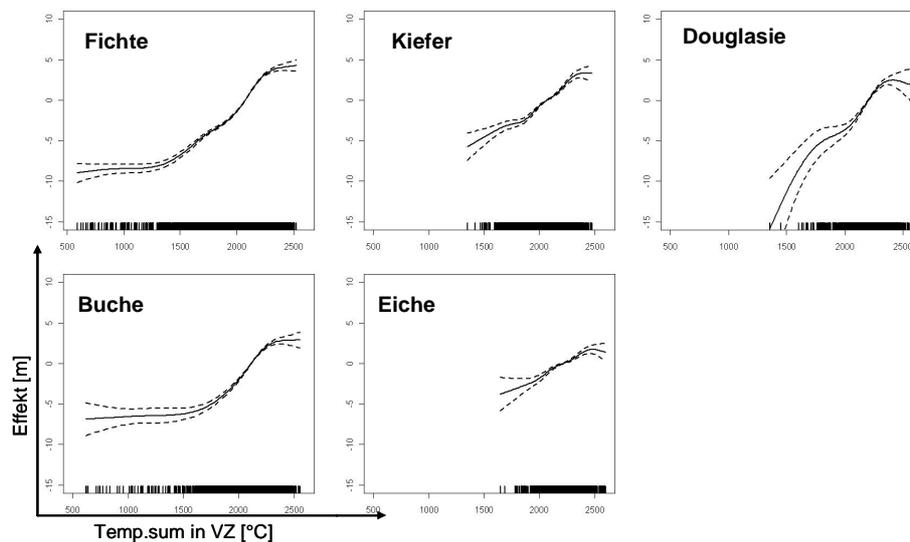


Abbildung 15: Nicht-linearer Effekt der Temperatursumme in der Vegetationszeit auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten. Die gestrichelten Linien beschreiben punktweise Prognoseintervalle (5% Irrtumswahrscheinlichkeit). Die Striche auf der Abszisse markieren Datensätze mit der entsprechenden Ausprägung.

Bei der Interpretation der partiellen Effekte muss die Korrelation der Prädiktorvariablen untereinander beachtet werden. Da beispielsweise Temperaturverän-

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

derungen fast immer mit Veränderungen der klimatischen Wasserbilanz einhergehen, darf nicht vom Temperatureffekt direkt auf die Veränderung der Standortleistungsfähigkeit geschlossen werden. Des Weiteren dürfen die Effekte in den Randbereichen der Beobachtungswerte nicht überinterpretiert werden, da sie mit nur wenigen Daten belegt sind. In Abbildung 15 sind die unterschiedlichen Temperaturbereiche, in denen Datensätze der einzelnen Baumarten vorliegen, gut erkennbar. Fichte und Buche zeigen im unteren Temperaturbereich nur geringe Reaktionen der Leistungsfähigkeit, während die übrigen Baumarten auch vom Temperaturanstieg im unteren Wertebereich ihrer jetzigen Vorkommen profitieren. Ab einer Temperatursumme von ca. 1500°C in der Vegetationszeit reagiert die Fichte stark, die Buche ab ca. 1800°C. Für alle Baumarten zeigt der Temperatureffekt im oberen Bereich ein Abflachen, d.h. steigende Temperatursummen scheinen sich hier nicht mehr leistungssteigernd auszuwirken.

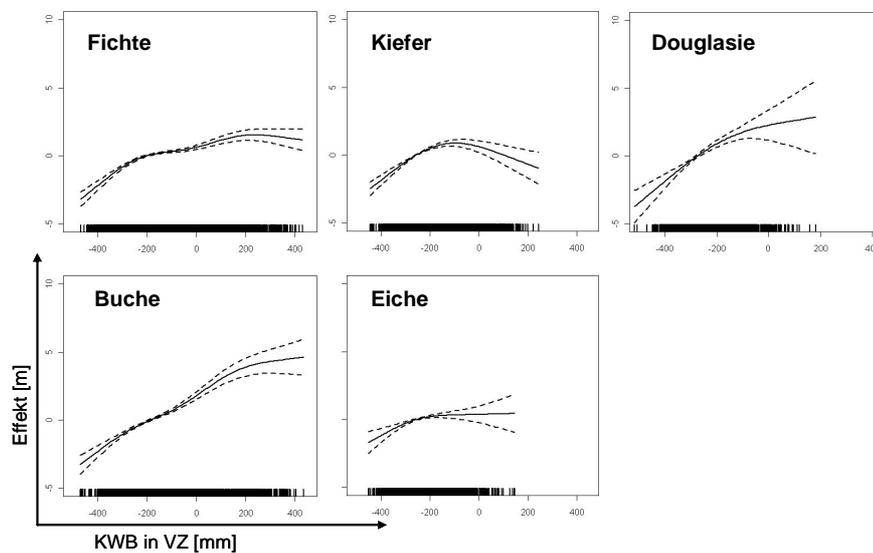


Abbildung 16: Nicht-linearer Effekt der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten

Der Effekt der klimatischen Wasserbilanz ist für die Baumart Buche über den gesamten Wertebereich fast gleichmäßig ansteigend und erst im oberen Bereich abflachend (Abb. 16). Die Effekte bei den anderen Baumarten zeigen bereits bei ca. -200 mm ein deutliches Abflachen. Der nicht monoton steigende Effekt der klimatischen Wasserbilanz bei der Baumart Kiefer erscheint biologisch nicht sinnvoll, ist jedoch durch die vorliegenden (unbalanzierten) Kombinationen der einzel-

nen Einflussfaktoren im Parametrisierungsdatensatz erklärbar. Kiefernbestände mit einer klimatischen Wasserbilanz größer -100 mm finden sich zu einem höheren Anteil auf Hochlagenstandorten, die im Mittel eine geringere Bonität aufweisen. Diese geringere Leistungsfähigkeit trotz besserer Wasserversorgung als im Tiefland wird im Modell eben auch durch das Absinken des Effektes der klimatischen Wasserbilanz beschrieben und nicht ausschließlich über den Temperatureffekt.

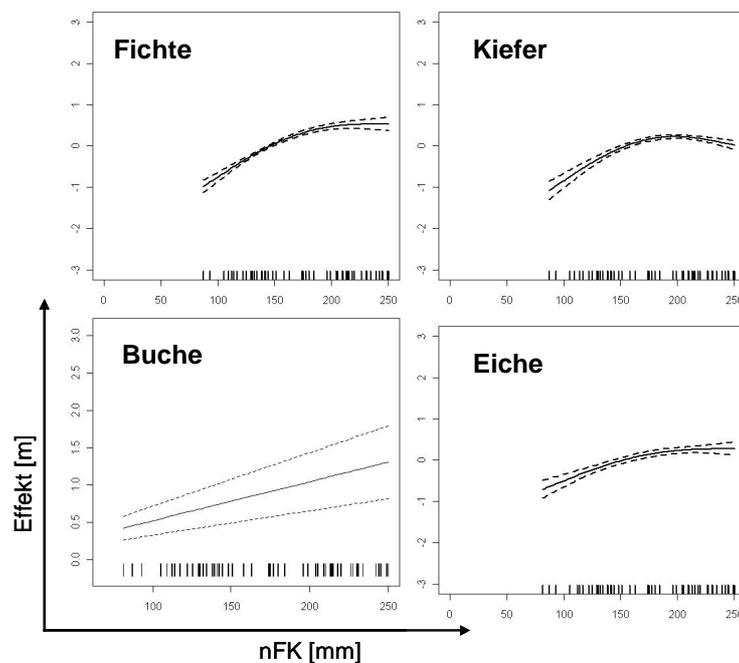


Abbildung 17: Nicht-linearer bzw. linearer (Buche) Effekt der nutzbaren Feldkapazität auf die Mittelhöhenbonität der vier Baumarten

Der Effekt der nutzbaren Feldkapazität auf die Standortleistungsfähigkeit ist im Vergleich zum Effekt der Temperatursumme und der klimatischen Wasserbilanz recht gering (Abb. 17). Die nutzbare Feldkapazität ist dennoch eine wichtige Kenngröße, da sie hilft, zwischen Standorten mit ähnlichen Niederschlags- und Temperaturverhältnissen aber unterschiedlichen Bodenarten zu differenzieren.

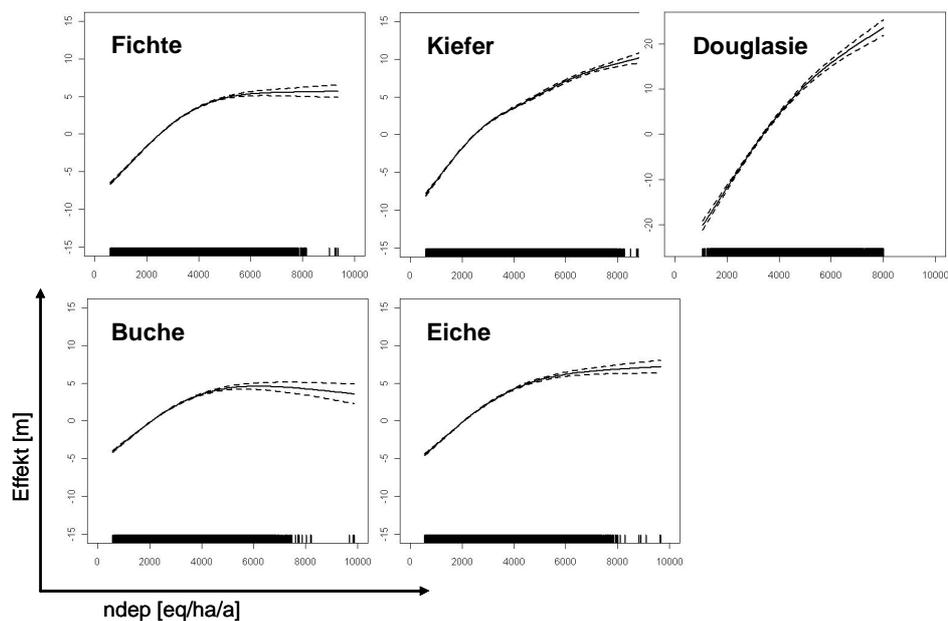


Abbildung 18: Nicht-linearer Effekt der Stickstoffdepositionsrate auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten

Die Stickstoffdepositionsrate hat einen großen Effekt auf die Standortleistungsfähigkeit (Abb. 18). Allerdings weist sie eine starke räumliche Abhängigkeit auf, mit Werten in Nordwestdeutschland zwischen 6000 und 8000 eq/ha/a und Werten zwischen 700 und 5000 eq/ha/a im übrigen Bundesgebiet (AHRENDTS 2010).

Besonders zu beachten ist, dass das Standort-Leistungsmodell nicht zwischen grundwasserbeeinflussten und grundwasserfernen Standorten unterscheidet. Das Leistungspotenzial von grundwasserbeeinflussten Standorten wird somit tendenziell zu gering geschätzt. Diese Modelllimitationen müssen bei der Interpretation einzelner Ergebnisse berücksichtigt werden.

#### 2.3.4.2 Projektion der Standortleistungsfähigkeit

Das Standort-Leistungs-Modell schätzt den Erwartungswert der Standortleistungsfähigkeit, definiert als Mittelwert der Höhenbonität, die eine Baumart hypothetisch nach 100 Jahren unter konstanten aktuellen oder zukünftigen Standortbedingungen erreichen würde. Tatsächlich wird ein Bestand jedoch aufgrund u.a.

sich verändernder Klimabedingungen ein variables Höhenwuchspotenzial über das Bestandesleben aufweisen. Ein Anwendungsbereich des Standort-Leistungs-Modells ist somit eine Abschätzung des standortspezifischen Wuchspotenzials verschiedener Baumarten unter Klimawandel, z.B. eine zeitliche Analyse der Veränderung des Standort-Leistungs-Potenzials, eine Gegenüberstellung der projizierten Auswirkungen unterschiedlicher Klimaszenarien oder räumliche Analysen und Vergleiche von z.B. Standortgruppen.

Zur Analyse der Standortleistungsfähigkeit unter Klimawandel werden Szenariosimulationen eingesetzt. Dabei gilt es, die Unsicherheiten zukünftiger Waldentwicklungen zu quantifizieren und abzuschätzen. Die Wahl des Klimaszenarios hat bei der Projektion der Standortleistungsfähigkeit einen entscheidenden Einfluss. In dieser Untersuchung wird das Klimaszenario A1B, projiziert mit dem regionalen Klimamodell WETTREG2010 (KREIENKAMP et al. 2012) verwendet (Abschnitt 2.1.1). Für die Projektion der Standortleistungsfähigkeit wird die Variante 05 herangezogen, die im Mittel über alle Perioden eine mittlere Ausprägung bzgl. der Trockenheitsentwicklung aufweist (Tab. 1). Die dem Standort-Leistungs-Modell übergebenen Werte der Klimaparameter werden wie folgt für die drei Projektionsperioden 2011 bis 2040, 2041 bis 2070 und 2071 bis 2100 ermittelt:

$$K_{x_j} = K_{DWD\_1981\_2010_j} + (K_{mod\_X_j} - K_{mod\_1981\_2010_j}) \quad [4]$$

<i>mit</i>	$K_{x_j}$	30jähriger Mittelwert des Klimaparameters in Projektionsperiode $x$ an Standort $j$
	$K_{DWD\_1981\_2010_j}$	30 jähriger Mittelwert basierend auf den DWD-Messwerten in der Referenzperiode 1981 bis 2010 an Standort $j$
	$(K_{mod\_X_j} - K_{mod\_1981\_2010_j})$	Signal des Klimaszenarios; Differenz des 30jährigen Mittelwertes des Klimaparameters basierend auf der WETTREG2010-Projektion in Projektionsperiode $x$ an Standort $j$ und des 30jährigen Mittelwertes des Klimaparameters basierend auf der WETTREG2010-Projektion in der Referenzperiode 1981 bis 2010 an Standort $j$

Da die Eingangswerte für die Projektionen gegenüber den Parametrisierungsdaten des Standort-Leistungs-Modells zum Teil aufgrund der unterschiedlichen Datenquellen ganz andere Niveaus aufweisen, mussten für die Klimaparameter Temperatursumme in der Vegetationszeit (Temp), Niederschlag in der Vegetationszeit (Prec) und potenzielle Evapotranspiration (Etp) folgende linearen Korrekturfunktionen entwickelt werden:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

$$\text{Temp}_i = a + b * \text{Temp}_{\text{DWD}_i}$$

$$\text{Prec}_i = a + b * \text{Prec}_{\text{DWD}_i}$$

$$\text{Etp}_i = a + b * \text{Etp}_{\text{DWD}_i}$$

Da die Vegetationszeit baumartenspezifisch bestimmt wird (Fichte und Douglasie werden dabei gleich behandelt), müssen auch die Korrekturfunktionen für Baumarten getrennt geschätzt werden (N = 102.954). Die Koeffizienten und das Bestimmtheitsmaß sind im Folgenden aufgelistet:

		Buche	Eiche	Fichte/Dgl.	Kiefer
Temp	a	53,1	-63,48	-55,79	-186,7
	b	0,909	0,966	0,961	0,963
	R <sup>2</sup>	0,76	0,76	0,76	0,76
Prec	a	96,78	101,1	100,8	93,73
	b	0,647	0,646	0,645	0,599
	R <sup>2</sup>	0,87	0,87	0,87	0,87
Etp	a	28,91	5,588	20,15	-16,38
	b	1,186	1,202	1,276	1,194
	R <sup>2</sup>	0,63	0,63	0,62	0,64

Die Korrekturfunktion für die Stickstoffdeposition (Ndep) gilt für alle Baumarten:

$$\text{Ndep}_i = 2116 + 0,342 * \text{Ndep}_{\text{para}} ; N = 969 ; R^2 = 0,18$$

Für die konkreten Szenariosimulationen mit dem Standort-Leistungs-Modell verändern sich laut unterstelltem Klimaszenario die Temperatursummen und klimatischen Wasserbilanzen der Standorte, während die übrigen erklärenden Modellvariablen als konstant angenommen werden. Der Boden wird zu Beginn der Vegetationszeit als wassergesättigt angesehen, die nutzbare Feldkapazität steht somit in vollem Umfang zur Verfügung. Die Verfügbarkeit der Bodennährstoffe wird sich unter Klimawandel langfristig verändern (AHRENDTS 2010). Im Modell wird diese aber vorerst als konstant angenommen.

Die Szenariosimulation wird für 937 BWI-Punkte in Sachsen-Anhalt durchgeführt. Nur für diese Teilmenge der Inventurpunkte standen komplette Datensätze zur Verfügung. Für die BZE-Punkte lagen keine regionalisierten DWD-Messwerte vor und auf 297 BWI-Punkten wurde keine der fünf betrachteten Baumarten in-

ventarisiert, so dass diese Punkte ebenfalls nicht im Datensatz enthalten sind. Abb. 19 zeigt die Lage der verwendeten BWI-Punkte sowie die zur Analyse der Standortleistungsfähigkeit verwendete geografische Gliederung in Tiefland-, Hügelland- und Berglandstandorte.

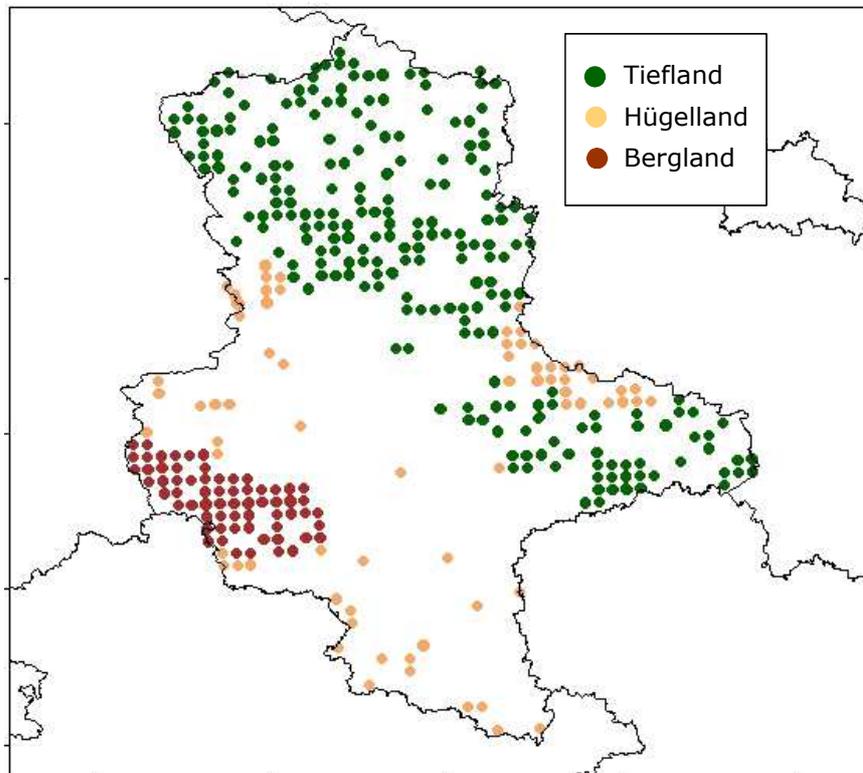


Abbildung 19: Lage der 937 BWI-Standorte und die geografische Einteilung in Tiefland-, Hügelland- und Berglandstandorte

Die erste Analyse zeigt für die fünf Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie die aktuelle Standortleistungsfähigkeit für alle BWI-Punkte (Status quo auf Basis der Referenzperiode 1981 bis 2010) sowie die geschätzten zukünftigen Standortleistungspotenziale für die drei Projektionsperioden. Es wird ein baumartenspezifisches Potenzial der Leistungsfähigkeit der Standorte geschätzt, das von den Bonitäten der aktuellen Bestockung grundsätzlich abweicht. Daher ist es im Sinne eines Baumartenvergleiches wünschenswert, sich vom aktuellen örtlichen Baumartenvorkommen zu lösen und jeweils für alle 937 Punkte das Standortleistungspotenzial für alle fünf Baumarten zu schätzen (Abb. 20 bis 22).

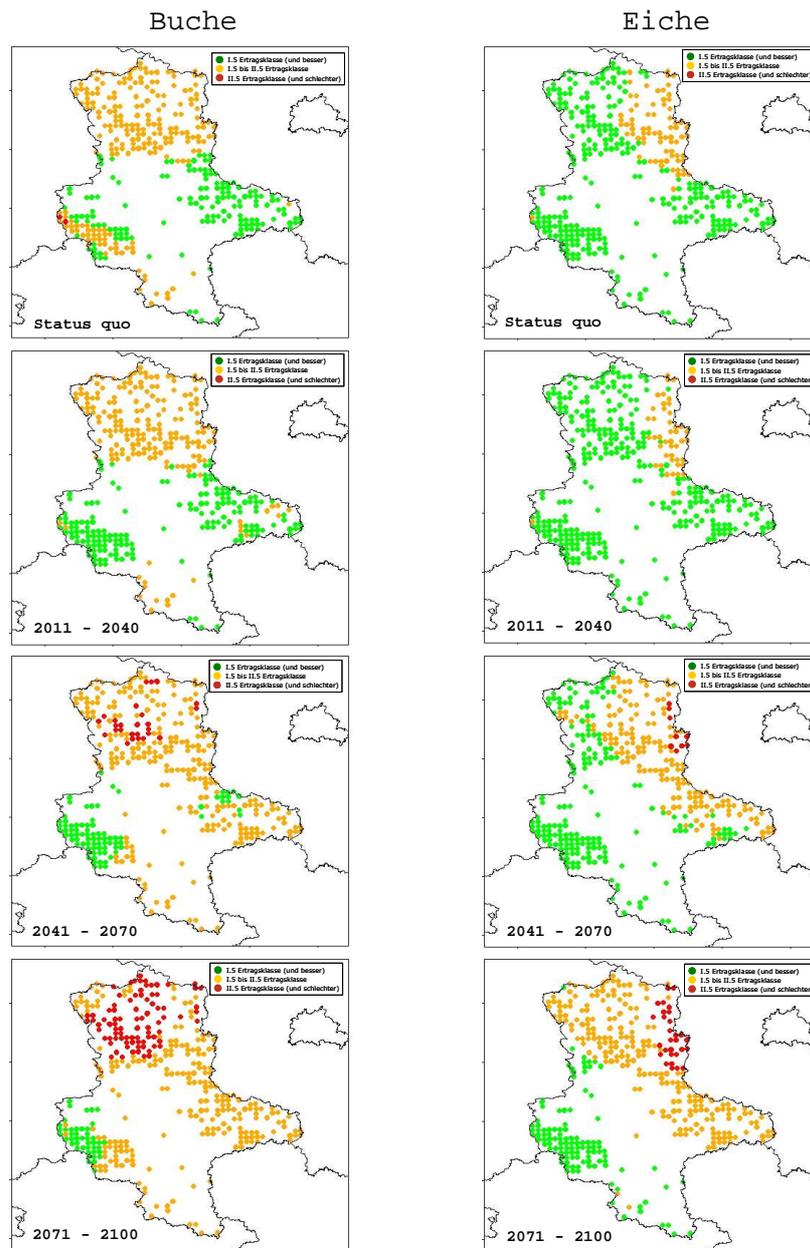


Abbildung 20: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumarten Buche (links) und Eiche (rechts)

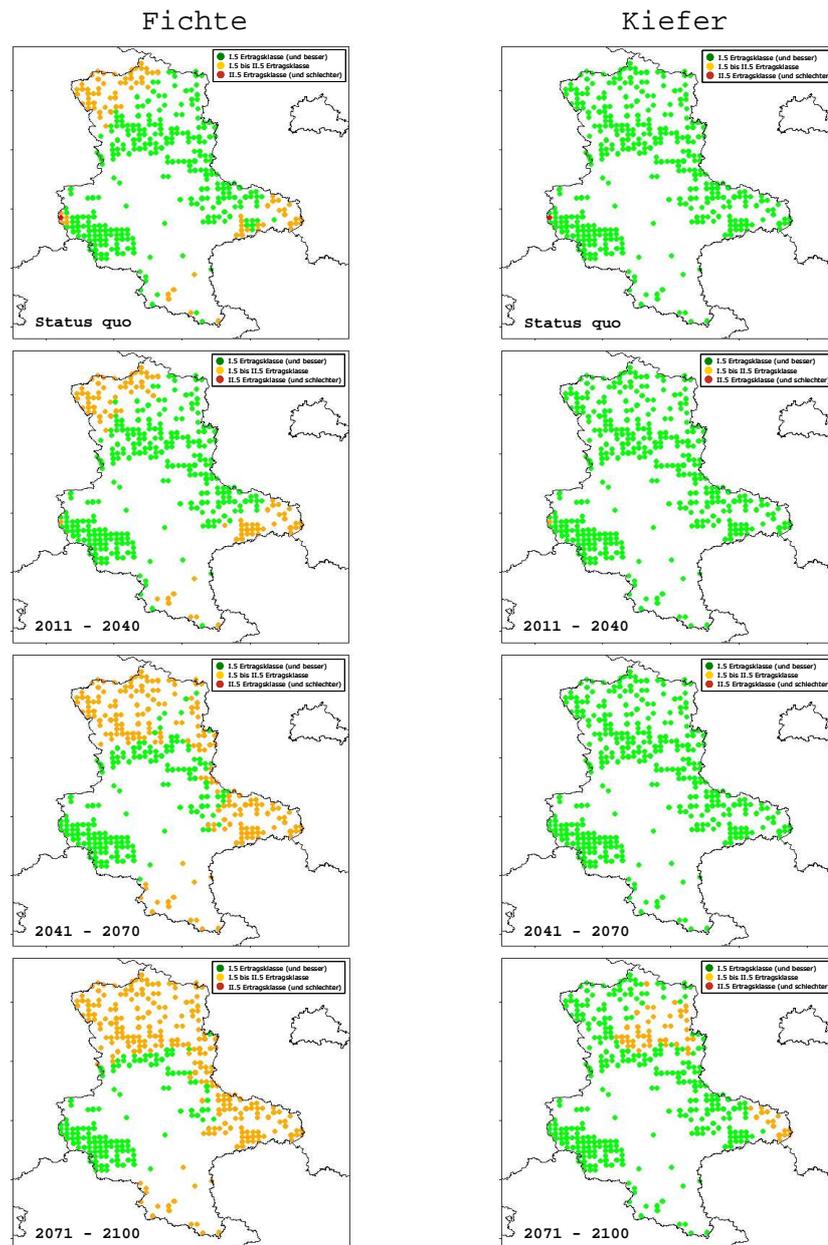


Abbildung 21: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumarten Fichte (links) und Kiefer (rechts)

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

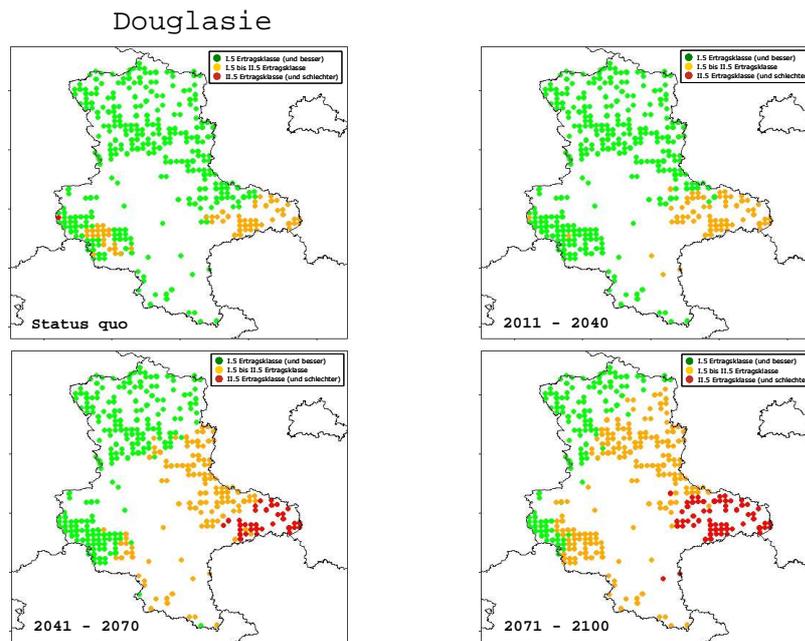


Abbildung 22: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumart Douglasie

Unter dem zugrunde gelegten Klimaszenario A1B in der Variante 05 ergeben sich in der ersten Projektionsperiode keine nennenswerten Veränderungen in der Standortleistungsfähigkeit für alle fünf Baumarten. Die mittleren und hohen Lagen des Harzes zeigen einen positiven Trend aufgrund des zunehmenden Temperaturangebotes bei gleichzeitig weiterhin ausreichenden Niederschlägen. In der zweiten und dritten Periode geht die Leistungsfähigkeit zurück. Die Standortleistungsfähigkeit für die Buche, Eiche und Douglasie geht insbesondere im Nordosten und Osten zurück. Die Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Kiefer bleibt weitgehend erhalten. Im Baumartenvergleich weist das Modell besonders in der Periode 2071 bis 2100 eine stärkere Differenzierung auf.

Eine differenziertere Analyse erlaubt die Einteilung der Standortleistungsfähigkeit in die baumartenspezifischen Ertragsklassen in den drei Gebieten Tiefland, Hügelland und Bergland für den Status quo und die drei Projektionsperioden (Abb. 23 bis 27). Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass es sich bei der geschätzten Standortleistungsfähigkeit nicht um die von Beständen zu erreichende Mittelhöhe im Alter 100 handelt, sondern vielmehr um ein Potenzial des Standortes in der betrachteten 30jährigen Periode.

Auf den Tieflandstandorten sinkt für alle Baumarten die Leistungsfähigkeit bis 2100 deutlich ab. Die Eiche schneidet hierbei noch am besten ab und weist auch in

der letzten Projektionsperiode ein Anteil von über 80% mit einem einer mindestens II. Ertragsklasse entsprechenden Standortleistungspotenzial auf. Für einen Großteil der Berglandstandorte zeigt sich bis 2070 eine zum Teil deutliche Verbesserung, während in der letzten Projektionsperiode die Standortleistungsfähigkeit wieder zurückgeht. Die Fichte und Douglasie zeigen die stärkste positive Veränderung. Die Hügellandstandorte zeigen eine Zwischenstellung. Das Standortleistungspotenzial verschiebt sich für alle Baumarten leicht in die schwächeren Ertragsklassen.

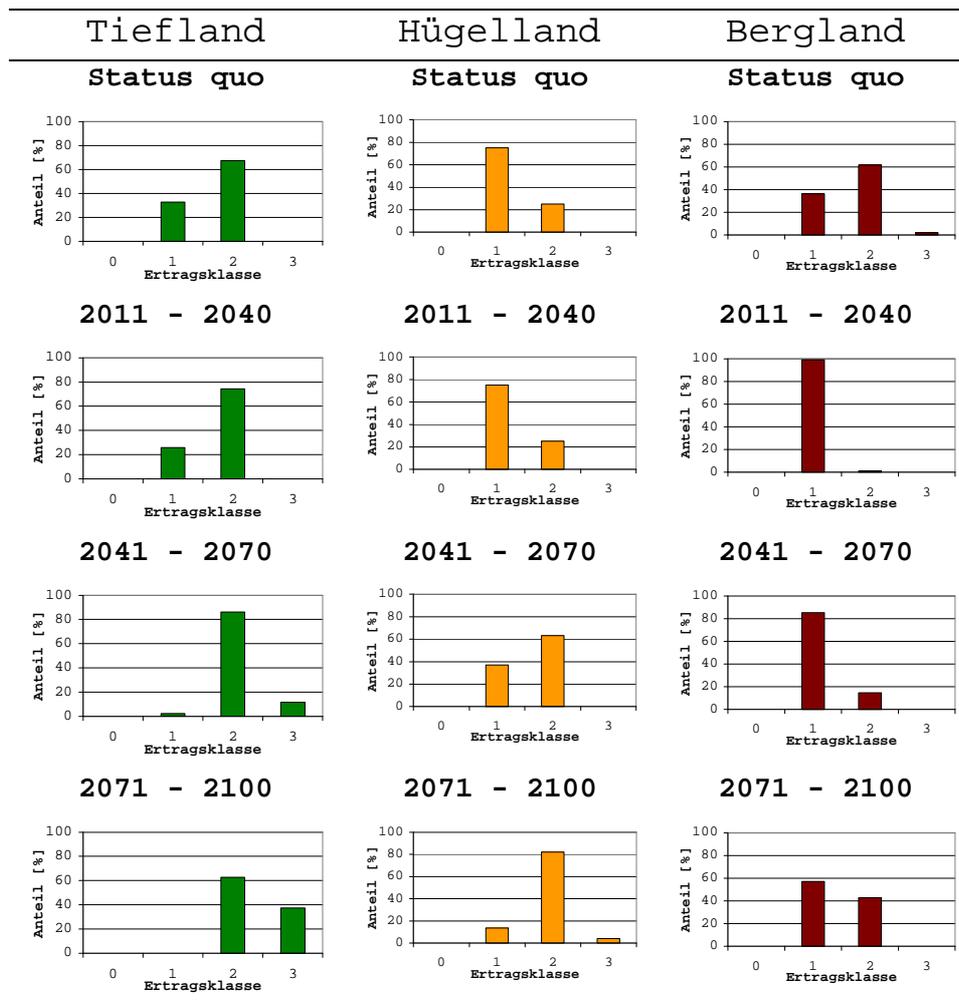


Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Buche in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden

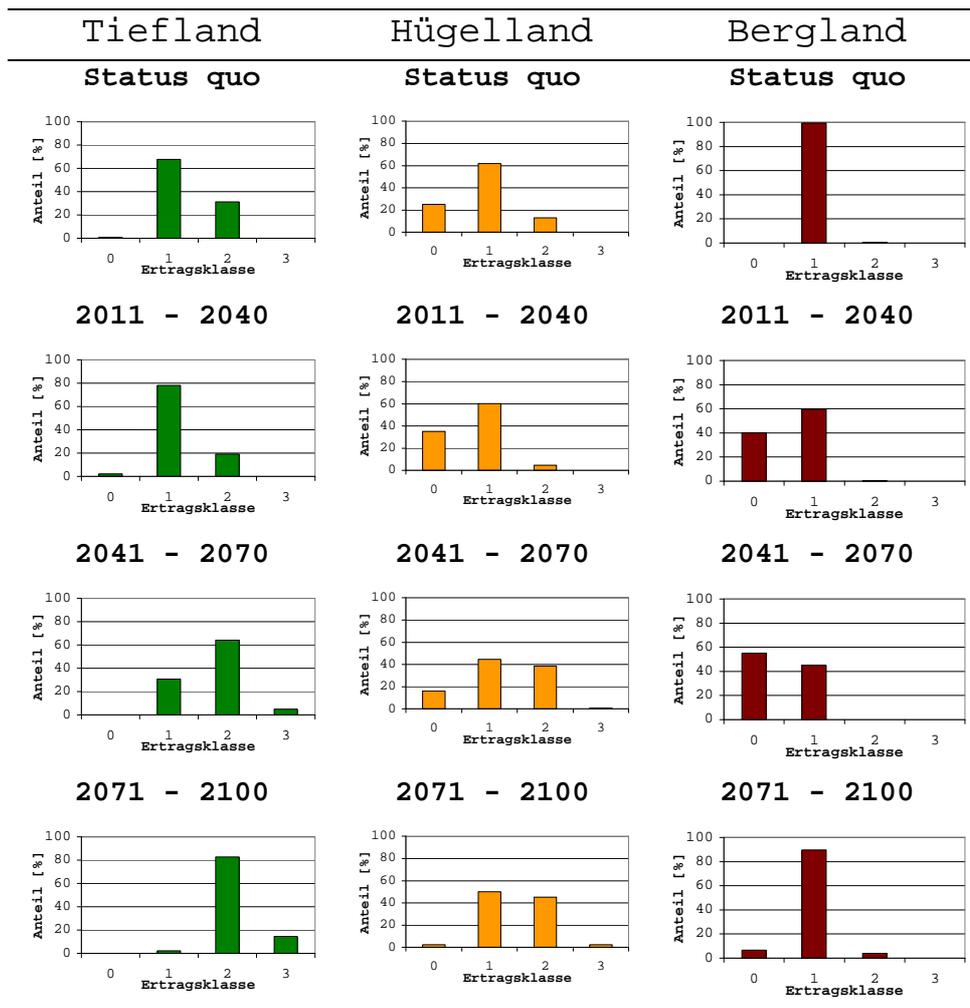


Abbildung 24: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Eiche in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden

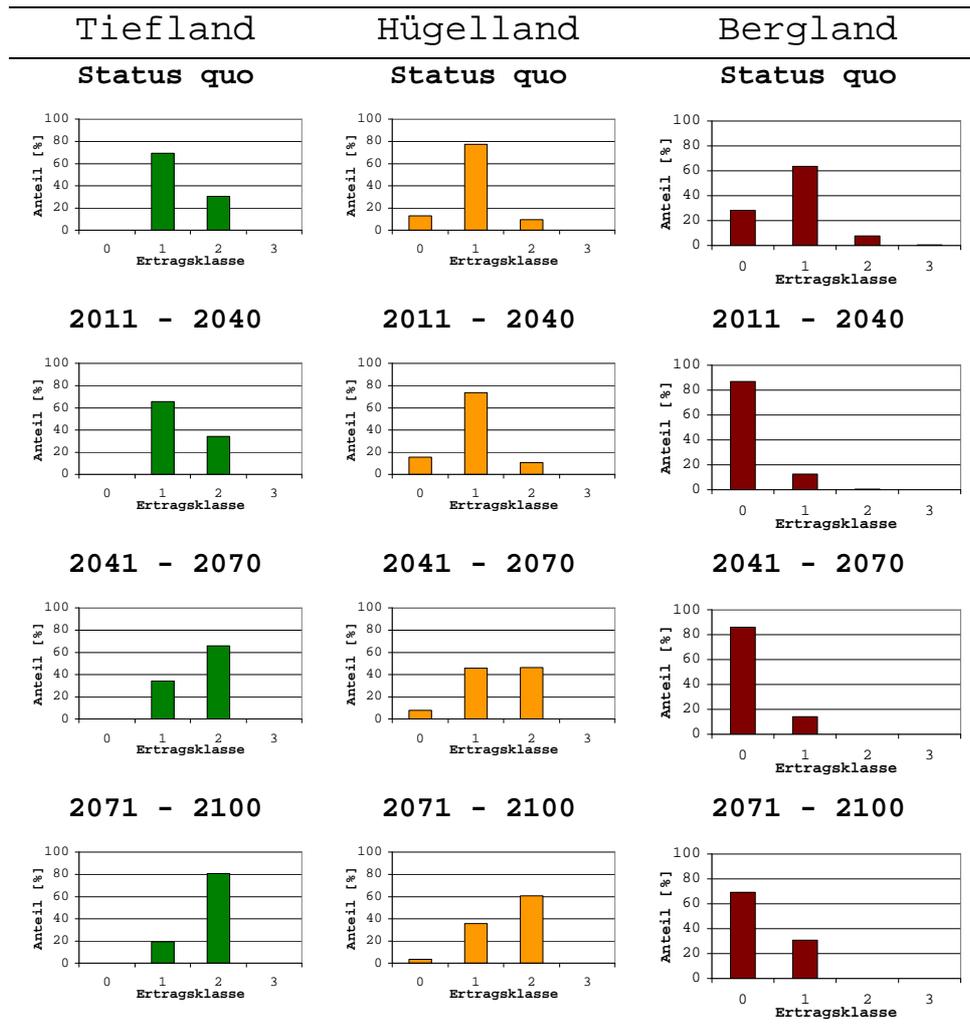


Abbildung 25: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Fichte in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden

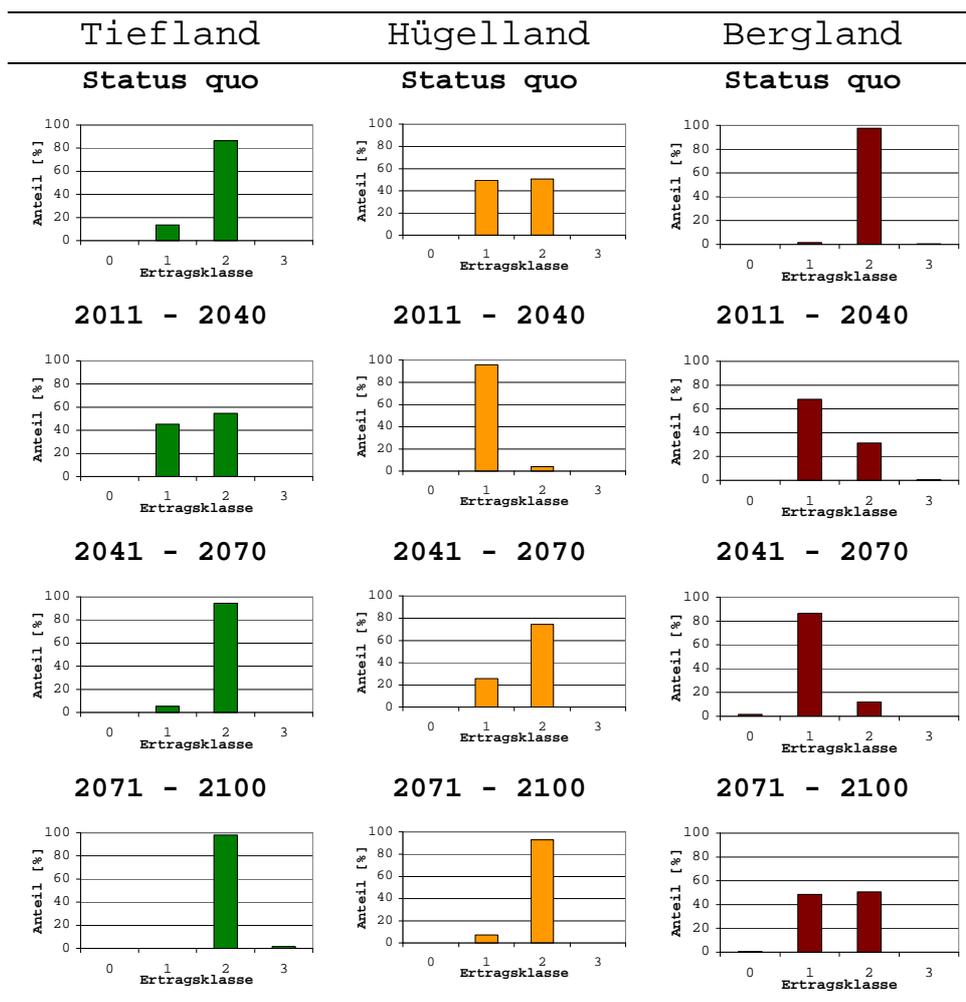


Abbildung 26: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Kiefer in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden

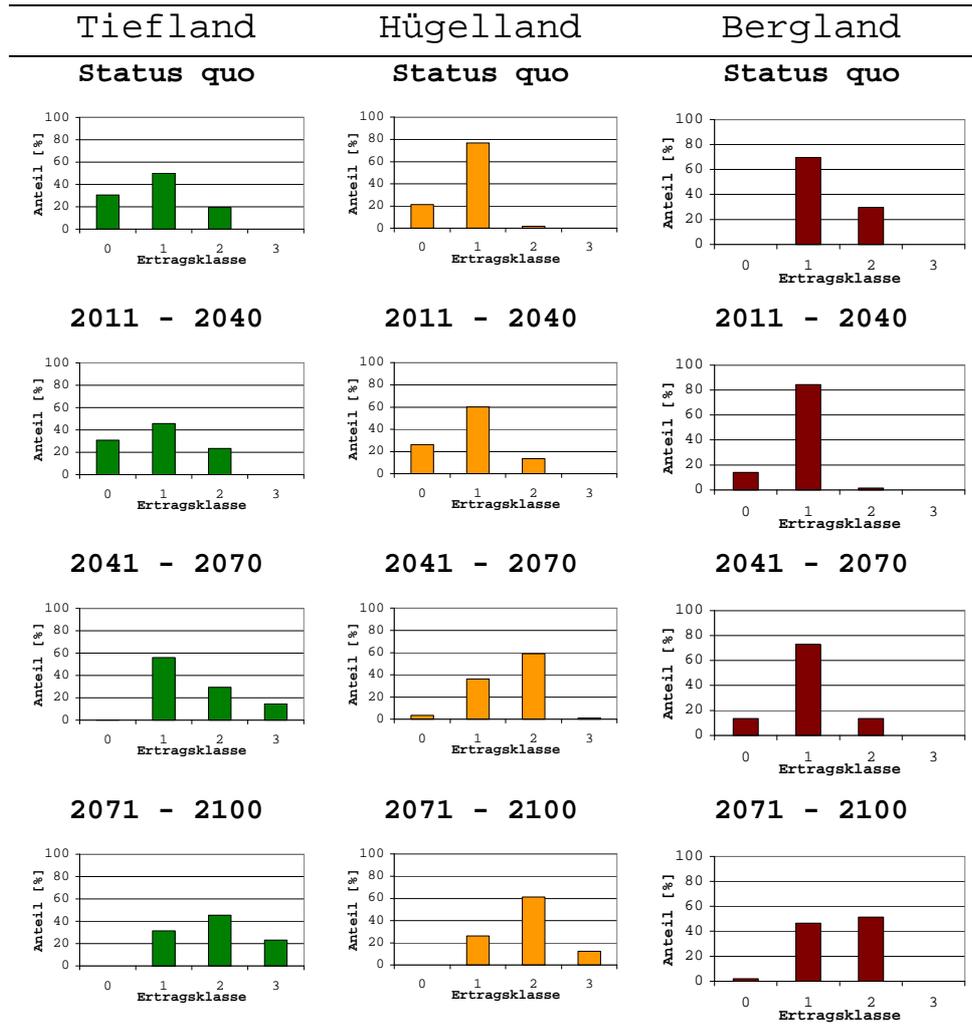


Abbildung 27: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Douglasie in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden

### 2.3.4.3 Modellansatz zur Schätzung der Quantile der Standortleistungsfähigkeit

Die Theorie des Modellansatzes zur Schätzung der Quantile der Standortleistungsfähigkeit sowie umfassende Evaluationen sind in ALBERT & SCHMIDT (2009 und 2012) beschrieben. Basierend auf den Ergebnissen der Quantilsregression werden mehrdimensionale Ökogramme hergeleitet. Ökogramme bieten eine Entscheidungshilfe bei der Baumartenwahl.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Die Verteilungen der Residuen der Standort-Leistungs-Modelle auf Basis des verallgemeinerten additiven Ansatzes sind symmetrisch und somit dürfen die Schätzungen des Mittelwertes als erwartungstreu angenommen werden. Für die Ableitung von Quantilen ist es aber wichtig, dass auch die bedingte Varianz der Residuen gut durch Verteilungsannahmen approximiert wird. Bei den Residuen des verallgemeinerten additiven Modells treten jedoch Abweichungen von der Normalverteilung auf, z.B. zeigt die bedingte Varianz der Residuen über den Prädiktoren *Temp*, *KWB* und *Ndep* im Douglasienmodell Heteroskedastizität (Goldfeld-Quandt-Test auf Heteroskedastizität mit  $H_0: \sigma_1 \neq \sigma_2$  :  $p_{temp}=6,392e-06$ ;  $p_{KWB}=3,054e-06$ ;  $p_{Ndep}=1,016e-05$ ). Daher ist eine Quantilschätzung der Höhenbonität auf Grundlage der oben genannten Standort-Leistungs-Modelle nicht gestattet, sondern die bedingte Varianz muss explizit mit Hilfe von Quantilsregressionsmodellen beschrieben werden (STASINOPOULOS & RIGBY 2007).

Bei Anbauempfehlungen für eine Baumart stellt sich die Frage, wie groß der Anteil von Beständen sein darf, die auf einer gegebenen Standortseinheit nicht die geforderte Mindestwuchsleistung erreichen. Für die hier folgenden Ausführungen wird definiert, dass eine hinreichend sichere Grundlage für die Baumartenwahl gegeben ist, wenn für mindestens 80% aller Bestände einer Standortseinheit eine bestimmte Leistungsfähigkeit prognostiziert wird. Somit ist das bedingte 20%-Quantil der Höhenbonität zu schätzen.

Zur Schätzung der Höhenbonitätsquantile wird die *LMS*-Methode nach COLE und GREEN (1992) verwendet, bei der angenommen wird, dass die abhängigen Variablen der Box-Cox-Cole-Green-Wahrscheinlichkeitsverteilung (*BCCG*) folgen. Die *BCCG*-Verteilung hat drei Parameter, die die Schiefe  $\lambda$  (L), den Erwartungswert  $\mu$  (M) und den Variationskoeffizienten  $\sigma$  (S) beschreiben. Die drei Parameter  $\lambda$ ,  $\mu$  und  $\sigma$  können mit Hilfe von verallgemeinerten additiven Modellen als Funktion von Kovariablen u.a. mittels glättender Splines modelliert werden, womit eine sehr hohe Flexibilität bezüglich der Modelleffekte erreicht wird (RIGBY & STASINOPOULOS 2004). Für die fünf Baumarten werden folgende Quantilsregressionsmodelle mit jeweils drei Schätzfunktionen für den Erwartungswert  $\mu$ , die Schiefe  $\lambda$  und den Variationskoeffizienten  $\sigma$  der Höhenbonitätsverteilung an einem bundesweiten Datensatz im Statistikpaket R 2.10.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2006) unter Verwendung der Bibliothek *gamls* 3.0-1 von STASINOPOULOS & RIGBY (2007) parametrisiert:

<b>Buche:</b>	$\mu_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + f_2(\text{Temp}) + f_3(\text{Ndep}) + \alpha_2 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[5.1]
	$\log(\sigma_i) = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + f_2(\text{Ndep}_i)$	[5.2]
	$\lambda_i = \alpha_1 + f_1(WH_i) + \alpha_2 \cdot \text{Ndep}_i$	[5.3]
<b>Eiche:</b>	$\mu_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + f_2(\text{Temp}) + f_3(\text{Ndep}) + \alpha_2 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[6.1]
	$\log(\sigma_i) = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + f_2(\text{Ndep}_i)$	[6.2]
	$\lambda_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1$	[6.3]
<b>Fichte:</b>	$\mu_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + f_2(\text{Temp}) + f_3(\text{Ndep}) + \alpha_2 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[7.1]
	$\log(\sigma_i) = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + \alpha_2 \cdot \text{Ndep}_i + \alpha_3 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[7.2]
	$\lambda_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + \alpha_2 \cdot \text{Temp}_i + f_1(\text{Ndep}_i)$	[7.3]
<b>Kiefer:</b>	$\mu_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(WH_i) + \alpha_2 \cdot \text{Temp} + f_2(\text{Ndep}) + \alpha_3 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[8.1]
	$\log(\sigma_i) = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + \alpha_2 \cdot WH_i + f_1(\text{Temp}_i) + f_2(\text{Ndep}_i)$	[8.2]
	$\lambda_i = \alpha_1 + \text{Nähr}_i^T \beta_1 + f_1(\text{Ndep}_i)$	[8.3]
<b>Douglasie:</b>	$\mu_i = \alpha_1 + f_1(WH_i) + \alpha_2 \cdot \text{Temp} + f_2(\text{Ndep}) + \alpha_3 \cdot LP_1 + \dots + \alpha_{k+3} \cdot LP_k$	[9.1]
	$\log(\sigma_i) = \alpha_1 + f_1(\text{Ndep}_i)$	[9.2]
	$\lambda_i = \alpha_1 + f_1(\text{Ndep}_i)$	[9.3]

mit  $\text{Nähr}$ =Indikatorvektor für Nährstoffziffer,  $WH$ =Wasserhaushalt als Summe der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit (VZ) und nutzbarer Feldkapazität [mm],  $\text{Temp}$ =Temperatursumme in VZ [ $^{\circ}\text{C}$ ],  $\text{Ndep}$ =mittlere jährliche Stickstoffdeposition [eq/a/ha],  $LP_1 \dots LP_k$ =Splinebasen der 2-dimensionalen glättenden Funktion aus einem Mittelwertregressionsmodell,  $\beta_1$ =Parametervektor zu Nährstoffziffern,  $\alpha_1 \dots \alpha_k$ =Regressionskoeffizienten,  $f_1, f_2, f_3$ =1-dimensionale glättende Splines,  $k$ =Basisdimension des zweidimensionalen Splines im Mittelwertregressionsmodell.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Die Modellkoeffizienten und Kennwerte der glättenden Terme der fünf LMS-Modelle sowie die bedingten trendbereinigten Quantil-Quantil-Plots (Wurmplots) für die Anpassungsgüte der Modelle sind auf der NW-FVA-Internetseite aufgelistet<sup>1</sup>.

Als problematisch erweist sich die Modellanwendung bei Projektionen im extremen Extrapolationsbereich der Datengrundlage. Besonders im Wertebereich starker Trockenheit wird der wuchsleistungsmindernde Effekt durch den positiven Beitrag einer Temperaturerhöhung überkompensiert und folglich resultieren unplausible Schätzwerte der Standortleistungsfähigkeit. Für die Erstellung der Ökogramme wird diese Modelllimitation durch die zusätzliche Betrachtung des Risikos bei unzureichender Wasserversorgung entschärft.

Der ertragskundliche Beitrag zur Entscheidungsfindung bei der Baumartenwahl unter Klimawandel kann durch das mit dem Standort-Leistungs-Modell geschätzte 20%-Quantil der Mittelhöhenbonität im Alter 100 als Ausdruck der Wuchsleistung berücksichtigt werden (Gl. 5.1 bis 9.3). Die Risiken sollen vorerst am Beispiel unzureichender Wasserversorgung Eingang finden in die Bewertung der Anbauwürdigkeit. Die Beurteilung der Anbauwürdigkeit erfolgt somit über die beiden Kriterien Standortleistungsfähigkeit und Trockenstressrisiko (Abb. 28).

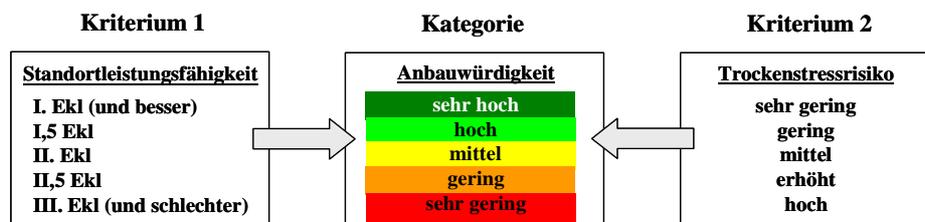


Abbildung 28: Definition der Anbauwürdigkeitsklassen (Kategorie) in Abhängigkeit der beiden Kriterien Standortleistungsfähigkeit und Trockenstressrisiko

Bei der Klassifikation der Anbauwürdigkeit bestimmt das Kriterium mit der schlechteren Ausprägung die zugewiesene Kategorie. Das Risiko durch Wasserdefizit bezieht sich auf Wachstumsbedingungen, bei denen die Einzelbaumvitalität und die Produktivität der Bestände durch Absterben von Bäumen massiv beeinträchtigt werden könnten. Die Risikoklassen beschreiben somit gutachtlich die Wahrscheinlichkeit und das Ausmaß eines Schadens durch unzureichende Wasserversorgung. Im Anhalt an das Vorgehen von SPELLMANN et al. (2007) werden Wasserdefizitbedingungen in vorläufige auf Expertenwissen basierende baumartenspezifische Risikoklassen eingeteilt (Tab. 9). Als Kriterium wird hierzu das pflan-

<sup>1</sup> [http://www.nw-fva.de/fleadmin/user\\_upload/Verwaltung/Publikationen/Zusatz/2012\\_Albert\\_Schmidt\\_Anhang.pdf](http://www.nw-fva.de/fleadmin/user_upload/Verwaltung/Publikationen/Zusatz/2012_Albert_Schmidt_Anhang.pdf)

zenverfügbare Wasser, definiert als Summe aus nFK und KWB in der Vegetationszeit, herangezogen.

Tabelle 9: *Definition des baumartsspezifischen Trockenstressrisikos anhand der Summe aus nutzbarer Feldkapazität (nFK) und klimatischer Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit (VZ) (nach SPELLMANN et al. 2011, verändert).*

Trockenstressrisiko	nFK + KWB in VZ [mm]		
	Fichte	Buche	Kiefer / Eiche / Douglasie
hoch	< -350	< -400	< -500
erhöht	-233 bis -350	-267 bis -400	-333 bis -500
mittel	-116 bis -233	-134 bis -267	-166 bis -333
gering	0 bis -116	0 bis -134	0 bis -166
sehr gering	> 0	> 0	> 0

Die Werte aus Tabelle 9 korrespondieren mit den Werten aus Tabelle 2, wobei hier zur Berechnung der klimatischen Wasserbilanz eine baumartsspezifische Evapotranspiration verwendet wurde, während die KWB-Werte aus Tabelle 2 auf Grasreferenz-Evapotranspirationswerten basieren. Ferner ist die hier gewählte Einteilung in fünf Risikoklassen für eine differenzierte Darstellung in Ökogrammen vorteilhaft.

Die fünf definierten Anbauwürdigkeitsklassen werden als lagespezifische, d.h. für einen geografischen Standort gültige, mehrdimensionale Ökogramme visualisiert. Die beiden Achsen der Ökogramme sind mit den unter Klimawandel dynamischen Variablen Temperatursumme und pflanzenverfügbares Wasser, das ist die Summe aus Klimatischer Wasserbilanz und nutzbarer Feldkapazität, belegt. Die zeitliche Entwicklung der Anbauwürdigkeit unter bestimmten Klimaszenarien kann somit dargestellt werden. Die übrigen im Modell verwendeten, zeitunabhängigen Standortvariablen beeinflussen das Schätzergebnis mit den jeweils für den geografischen Standort spezifischen konstanten Effekten. Prinzipiell erhält jeder lagespezifische Forstort mit den ihm eigenen Standortmerkmalen für jede Baumart ein spezifisches Ökogramm. Der Aufbau des Ökogrammes erfolgt in vier Schritten: (1) Ermittlung der geographischen Lage des Forstortes (z.B. Abteilung, Unterabteilung o.ä.), für den das Ökogramm gelten soll und Zuordnung der Standortparameter. (2) Aufspannen eines Temperatursummen- und pflanzenverfügbaren Wasserwertebereiches. (3) Schätzung des 20%-Quantils der Mittelhöhenbonität ( $hg_{100_{20\%}}$ ) für den aufgespannten Wertebereich unter Berücksichtigung aller

Standortparameter (Gl. 5.1 bis 9.3) und Klassifizierung in die fünf Anbauwürdigkeitsklassen (Abb. 28), und (4) Projektion der Standortvariablen Temperatursumme und KWB unter unterstellten Klimaszenarien und Visualisierung des resultierenden Entwicklungspfades im Ökogramm.

#### 2.3.4.4 Projektion der Quantile der Standortleistungsfähigkeit

Ein Ökogramm bietet eine Entscheidungshilfe bei der Baumartenwahl für einen geografisch definierten Forstort mit seinen spezifischen Standortmerkmalen. Werden Standorte zu Straten zusammengefasst, so kann auch hier ein Ökogramm aussagekräftig sein. Hier werden für fünf beispielhafte Standorte im Tiefland, Hügelland und Bergland Ökogramme auf Basis der Quantilsregressionen hergeleitet (Abb. 29). Die Herleitung der Parameterwerte als Eingangsgrößen des Quantilsregressionsmodells, das verwendete Klimaszenario und die Projektionsperioden sind analog zu den Ausführungen in Abschnitt 2.3.4.2.

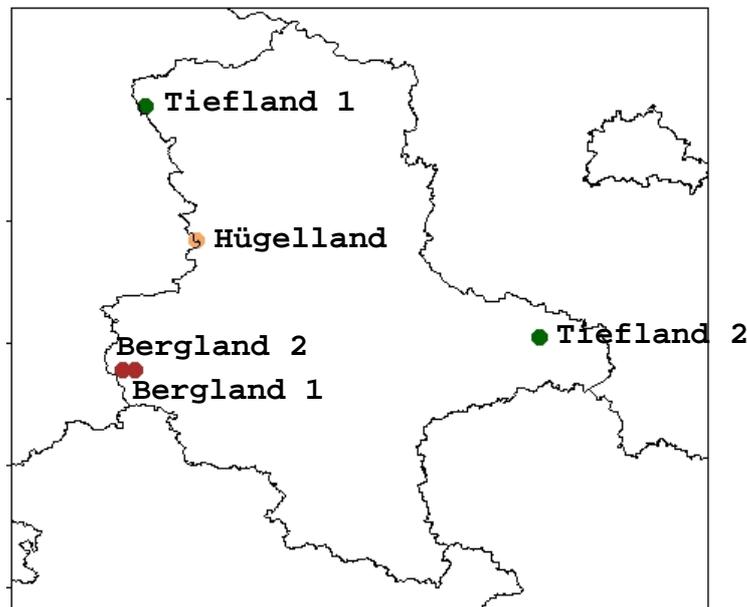


Abbildung 29: Geografische Lage der für die Ökogrammerstellung verwendeten Standorte

Die Ökogramme für den Standort Tiefland 1 weisen derzeit eine hohe und zukünftig mittlere Anbauwürdigkeit für die Baumarten Kiefer und Douglasie auf (Abb. 30). Die Buche erscheint erst ab 2040 anbauwürdig, allerdings erreicht sie gegen Ende des Jahrhunderts die Grenze zum erhöhten Trockenstressrisiko. Die

Eiche schneidet in der Leistungsfähigkeit nicht so gut ab (II. bis II,5 Ertragsklasse), aber sie ist günstiger bzgl. des Trockenstressrisikos zu beurteilen. Die Ergebnisse für diesen Standort sind geprägt durch die relativ geringe Stickstoffdepositionsrate, so dass die Bonitäten für alle Baumarten recht matt geschätzt werden.

Am Standort Tiefland 2 zeigen die Ökogramme derzeit eine hohe Anbauwürdigkeit für die Baumarten Kiefer und Douglasie (Abb. 31). Das zunehmende Wasserdefizit-Risiko birgt aber auch für diese Baumarten zukünftig potenzielle Gefahren. Noch größer ist dieses Risiko für die Baumart Buche, die derzeit mit einer mittleren Anbauwürdigkeit ausgewiesen wird. Die Eiche erreicht wie schon auf dem Standort Tiefland 1 nur eine II. bis II,5 Ertragsklasse, ist aber aufgrund ihrer relativen Trockenstresstoleranz ebenfalls anbauwürdig. Auch dieser Standort weist relativ geringe Stickstoffdepositionen auf.

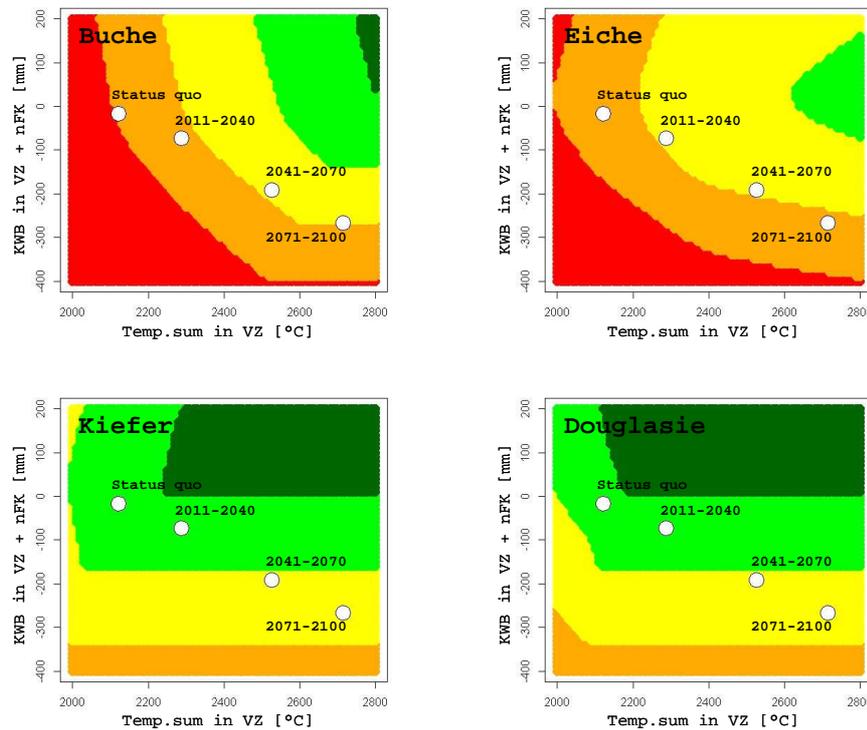


Abbildung 30: Ökogramme für Buche, Eiche, Kiefer und Douglasie am Standort Tiefland 1 (Höhenlage 98 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 15,4°C; Niederschlagssumme in der VZ 267 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 215 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1825 eq/a/ha)

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Am Standort Hügelland werden alle fünf Baumarten analysiert (Abb. 32). Die Ökogramme zeigen für die Baumarten Eiche, Kiefer und Douglasie eine hohe Anbauwürdigkeit bis 2040 und in der zweiten und dritten Periode aufgrund der erreichten Wasserdefizitgrenzen eine mittlere bis geringe Anbauwürdigkeit. Auch die Baumarten Fichte und Buche werden mit einer mittleren Anbauwürdigkeit bis 2040 eingestuft, allerdings besteht für diese Arten in späteren Zeiträumen ein erhöhtes bis hohes Wasserdefizit-Risiko.

Alle Baumarten profitieren zukünftig im Bergland von dem zunehmenden Temperaturangebot bei gleichzeitig auch weiterhin ausreichenden Niederschlägen. Die Ökogramme für den Standort Bergland 1 weisen für die Baumarten Kiefer und Douglasie bereits heute hohe Anbauwürdigkeit nach, die Fichte ist etwas schwächer einzustufen (Abb. 33). Die Buche ist aus Sicht des möglichen Ertrags im Reinbestand eher erst ab 2040 zu empfehlen.

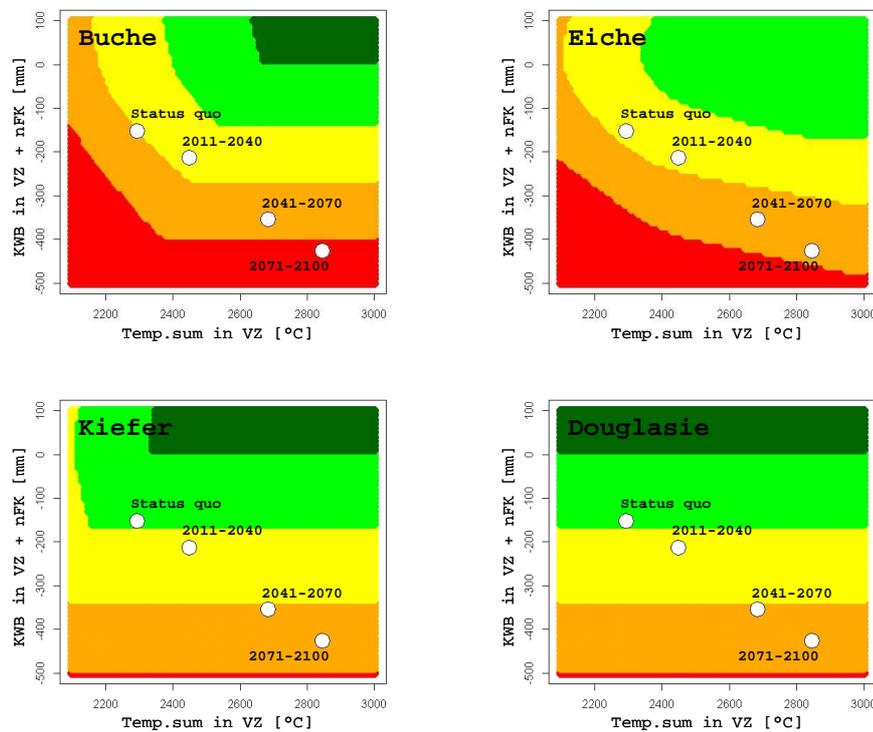


Abbildung 31: Ökogramme für Buche, Eiche, Kiefer und Douglasie am Standort Tiefland 2 (Höhenlage 69 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 16,3°C; Niederschlagssumme in der VZ 260 mm; ziemlich arme Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 175 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1819 eq/a/ha)

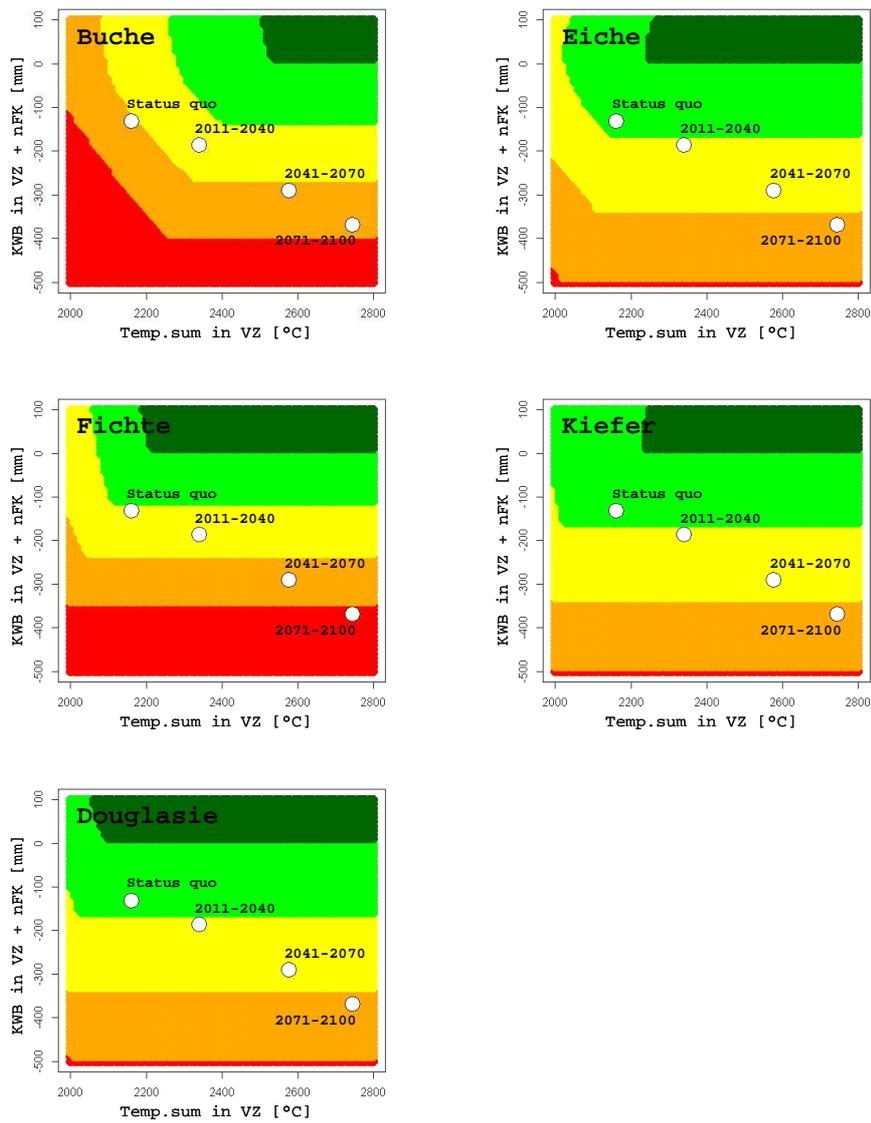


Abbildung 32: Ökogramme für Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Hügelland (Höhenlage 174 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 15,6°C; Niederschlagssumme in der VZ 274 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 132 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1777 eq/a/ha)

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

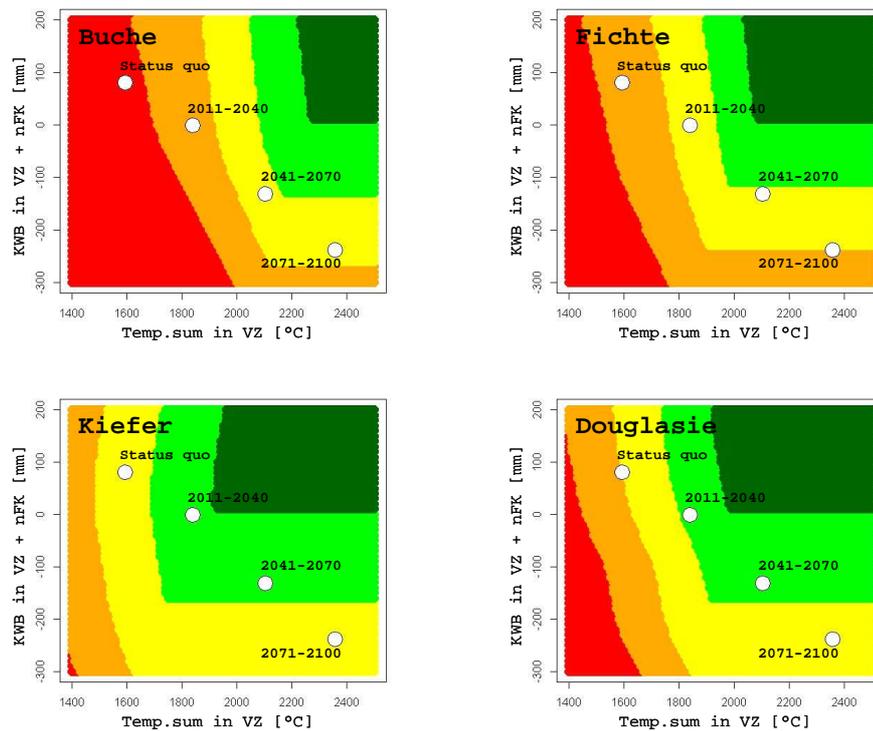


Abbildung 33: Ökogramme für Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Bergland 1 (Höhenlage 546 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 13,6°C; Niederschlagssumme in der VZ 349 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 117 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 2790 eq/a/ha)

Der Standort Bergland 2 ermöglicht aufgrund der Hochlage derzeit für alle Baumarten nur geringe Bonitäten (Abb. 34). Die zukünftig zu erwartende Verbesserung der Standortsbedingungen zeigt im Ökogramm der Baumart Douglasie eine Anbauwürdigkeit und sie ist der Baumart Fichte aus ertragskundlicher Sicht vorzuziehen. Aber auch die Fichte erreicht ab 2040 eine II. Ertragsklasse. Die Baumart Buche wird zukünftig eine größere Rolle spielen können, z.B. als Mischbaumart.

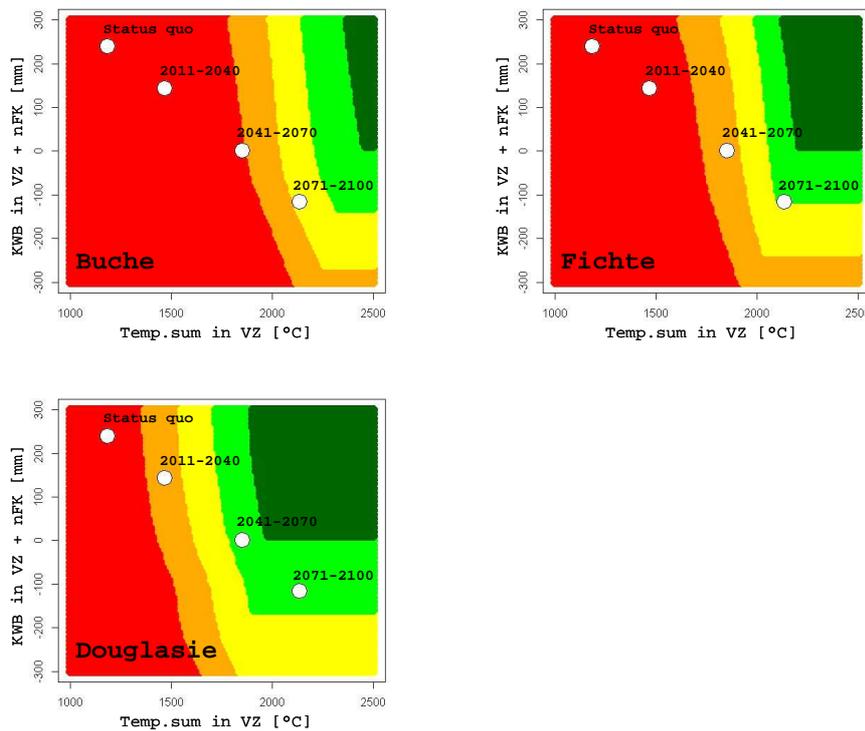


Abbildung 34: Ökogramme für Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Bergland 2 (Höhenlage 796 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 14,3°C; Niederschlagssumme in der VZ 382 mm; ziemlich arme Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 148 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 2993 eq/a/ha)

## 2.4 Sturmschadensrisiko

Sturmschäden und die häufig durch sie ausgelösten Borkenkäferkalamitäten sind seit jeher die bedeutendsten Risikofaktoren für die Forstwirtschaft. Sie verursachen durch Holzentwertung, erhöhte Erntekosten und Hiebsunreifeverluste sowie die bei hohen Kalamitätsnutzungen entstehenden Holzmarktstörungen erhebliche wirtschaftliche Schäden (SCHELHAAS et al. 2003). Im Zusammenhang mit der Klimaerwärmung wird teilweise mit einem weiter steigenden Sturmrisiko und insbesondere einer erhöhten Frequenz schwerer Winterstürme in West- und Mitteleuropa gerechnet. Selbst bei Annahme einer gleich bleibenden Intensität besteht seitens der Praxis eine steigende Nachfrage nach Entscheidungshilfen, um das Risikopotenzial durch Winterstürme als einen weiteren Aspekt standortgerechten Waldbaus besser berücksichtigen zu können. Vor diesem Hintergrund erfolgt eine Prognose

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

der aktuellen und mittelfristigen Vulnerabilität des Waldes in Sachsen-Anhalt gegenüber Winterstürmen.

#### 2.4.1 *Datengrundlage*

##### 2.4.1.1 Bestandesstrukturparameter als Eingangsgrößen zur Sturmschadensmodellierung

Als Datenbasis für eine Einschätzung der Vulnerabilität des Waldes in Sachsen-Anhalt gegenüber Winterstürmen werden die Ergebnisse der Szenariosimulation der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“ genutzt (RÜTHER et al. 2008). Im Rahmen der Clusterstudie wurden verschiedene waldbauliche Szenarien simuliert, von denen hier das Szenario eines „naturnahen Waldbaus“ verwendet wird. Grundlage für die Szenariosimulation sind Daten der BWI 2, die unter Berücksichtigung von summarischen Schadholzmengen, die durch den Wintersturm „Kyrill“ verursacht wurden, auf den Simulationsbeginn 01.01.2007 der Clusterstudie fortgeschrieben wurden. Die Waldentwicklung während des 30-jährigen Prognosezeitraums 2007-2037 wurde mit Hilfe des Softwaresystems „Waldplaner“ simuliert. Die Waldentwicklung wird dabei mit Hilfe verschiedener biometrischer Modelle auf Einzelbaumebene beschrieben. Zu diesem Zweck werden Bestände von 0,2 ha Fläche ausgehend von den Traktecken der BWI generiert. Die Parameter der Einzelbäume können anschließend zur Beschreibung der Waldentwicklung zu beliebigen übergeordneten Einheiten aggregiert werden, wobei eine ausreichende Anzahl an Traktecken für statistisch abgesicherte Aussagen notwendig ist. Die Zustände zu den Zeitpunkten 2007, 2012, 2017, 2022, 2027, 2032 und 2037 lassen sich anhand der Baumart, des BHD und der Baumhöhe von insgesamt von 264.477 generierten Einzelbäumen aus 1190 Beständen beschreiben. Die 1190 Bestände entsprechen der Anzahl der Traktecken der BWI in Sachsen-Anhalt für den begehbaren Wald (Holzboden), die zumindest zu einem Simulationszeitpunkt eine Derbholzbestockung aufweisen. Die Einzelbaumparameter (Tab. 10 und 11) gehen in Kombination mit vier Geländeparametern als Kovariablen in ein Sturmschadensmodell (Gl. 10) auf Einzelbaumebene ein (SCHMIDT et al. 2010).

Insbesondere bei der Eiche und den 4 Nadelholzbaumartengruppen erfolgt sowohl beim BHD als auch bei der Baumhöhe eine Verlagerung der Verteilungen hin zu stärkeren Dimensionen. Diese Verlagerung wird anhand des Vergleiches der oberen Quantile über der Zeit deutlich (Tab. 10 und 11). Die Verlagerung hin zu stärkeren Dimensionen ist bei der späteren Interpretation der Entwicklung der Vulnerabilität über der Zeit zu beachten.

Tabelle 10: BHD-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008) nach Baumartengruppen und für die Simulationszeitpunkte 2007, 2022 und 2037. Die Verteilungen aller 5-jährigen Simulationszeitpunkte sind im Anhang aufgeführt.

Quantile der BHD-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [cm]											
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
ALH 2007	7.1	9.1	10.9	12.4	13.6	15.2	17.4	20.4	24.7	32.1	94.8
ALH 2022	7	7	7	7	7	7	8.4	15.1	20.4	29.1	73.8
ALH 2037	7	8.6	9.1	9.7	10.4	11.1	12.1	14.5	22.7	34.9	76
ALN 2007	7	8.7	10.2	11.4	12.7	14.2	16.6	18.9	23	28.4	151.6
ALN 2022	7	7	7	7.5	8	8.6	9.5	11.2	16.9	24.1	79
ALN 2037	7.2	8.8	9.5	10.3	11.3	12.6	14.6	17.3	21.7	29.7	97.4
BU 2007	7.1	8	9	10.4	12.4	14.2	16.6	19.9	25.6	35.3	120.4
BU 2022	7	7.6	8.2	10.1	12	14.3	17.8	21.7	27.8	38.4	101.7
BU 2037	7	8.1	8.6	9.3	10.4	12.5	15.4	20	26.7	38.5	114.9
EI 2007	7	7.7	8	8.3	8.9	11.2	14.1	18	25	35.5	151
EI 2022	7	7	8.1	9	10.2	12.1	14.5	16.5	19.5	29.7	131.6
EI 2037	7.4	9.1	10	11.3	12.9	15	18.2	21.6	25.6	36.2	147.6
FI 2007	7.1	10.7	13.6	16	18.4	20.7	23.6	26.8	31	37.2	76.9
FI 2022	7	9.9	15.2	19	22.4	25.7	28.8	32.1	36.2	41.8	86
FI 2037	7.2	8.6	10.9	17.3	22.8	27.2	31.3	35.5	39.5	44.3	95.9
KI 2007	7	9.4	10.8	12.2	13.9	15.8	18.2	21	25	30.1	67.4
KI 2022	7	8.4	11.7	16.7	19.9	22.4	24.8	27.6	31	35.6	65.9
KI 2037	7.6	10	13.6	21.3	25.3	28	30.4	32.9	35.8	40	71.3
LAE 2007	7.1	9.2	10.1	11.4	12.6	15.2	16.9	19.7	23.3	27.8	61.4
LAE 2022	7	8.7	12.4	15.5	18.2	21.7	24.5	27.5	32	36.3	64.1
LAE 2037	7.9	12.2	17.5	22	26.3	29.8	33.4	36.8	40.1	45	67.1
TADGL 2007	7.1	18	22	23.9	25.9	27.1	29.1	30.4	34	36.2	59.7
TADGL 2022	7.0	7	7	7	7	7.7	8.2	8.9	26.1	37.2	64.3
TADGL 2037	7.5	8.8	9.6	10.6	11.6	12.6	14.1	29.2	39.3	49.2	74.3

Tabelle 11: *Baumhöhen-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008) nach Baumartengruppen und für die Simulationszeitpunkte 2007, 2022 und 2037. Die Verteilungen aller 5-jährigen Simulationszeitpunkte sind im Anhang aufgeführt.*

	Quantile der Baumhöhen-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [m]										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
ALH 2007	6.3	8.8	10.4	11.6	13.2	15.3	16.8	18.7	20.5	22.7	37.9
ALH 2022	4.8	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	11	13.9	17.2	22.6	37
ALH 2037	4.2	12.2	12.6	13.6	13.6	13.9	15.3	17.5	19.6	25.1	40
ALN 2007	2.3	7.6	8.1	10.7	13.4	14.9	16.8	18.3	20.1	22.4	42.3
ALN 2022	2.3	9.3	9.3	9.3	10.8	10.8	12.4	13	14.7	22.7	52.1
ALN 2037	2.5	11.3	12.7	13.2	14.7	14.8	16.9	20.3	22.6	26.9	59.6
BU 2007	4.6	9.2	10.5	12.2	13.7	15.5	18.2	20	23.3	27.6	40.8
BU 2022	4.7	8.9	10	12.9	14.3	17	19	21.9	24.9	29.2	42
BU 2037	5.1	10.5	11	11.4	12.6	13.5	16.9	21	24	29.4	44.8
EI 2007	3.4	7.2	7.3	7.4	7.6	11	13.4	16.6	19.4	23.5	36
EI 2022	3.7	8	8.3	8.5	9.8	10.2	10.9	11	15.4	21.8	38.3
EI 2037	4.4	9.7	11.2	11.7	12.6	14.4	15.3	16.9	18.9	24.6	40.2
FI 2007	5.8	7.4	10.3	12.7	14.9	17	19.1	21.4	23.8	27.3	37.8
FI 2022	5	9.1	10.7	14	18.1	20.6	23	25.1	27.3	30	40.1
FI 2037	6.3	9	10.6	13.7	18.1	22.5	25.3	27.9	29.8	32.5	43.7
KI 2007	3.7	8	9.2	10.6	12.2	14.1	16.1	18.1	20.2	22.6	36.5
KI 2022	4.6	9	11	13.4	16.1	18.2	19.9	21.6	23.3	25.4	37.1
KI 2037	5.3	10.4	12.1	17.3	19.9	21.4	22.8	24.1	25.7	27.7	45.4
LAE 2007	6.4	8.9	9.9	10.7	11.9	13.4	15.5	17.9	20.6	22.9	33.8
LAE 2022	6.8	10.2	11.7	13.5	15.6	16.5	19.3	22.7	25.5	27.3	39.2
LAE 2037	7.1	11.4	14.6	17.2	20.3	23.7	25.5	27.4	29.4	31.2	43.4
TADGL 2007	7.4	19.1	20.7	21.5	22.3	22.5	23.7	24.7	24.8	26.1	32.3
TADGL 2022	6.4	8.1	8.1	8.1	8.1	9.1	11.9	12	24	30.2	38.3
TADGL 2037	8.6	12.7	13.8	14.2	14.7	20.8	20.9	27.8	31.8	36.1	44.4

#### 2.4.1.2 Geländeinformationen als Eingangsgrößen zur Sturmschadensmodellierung

Zur Erfassung der Exposition und Exponiertheit von Waldbeständen aufgrund der Geländemorphologie werden Varianten des Topex-to-Distance-Index (SCOTT & MITCHELL 2005) verwendet. Beim distanzbegrenzten Topex handelt es sich um die Summe der Winkel zwischen der Ebene und dem Horizont auf den 8 Kardinalhimmelsrichtungen, wobei der Horizont nicht weiter als eine bestimmte Grenzdistanz vom Bezugspunkt entfernt sein darf. Anderenfalls wird der Winkel zur Grenzdistanz verwendet. Durch die Grenzdistanz wird verhindert, dass irrelevante Topexwerte, die in keinem Bezug zur lokalen Geländemorphologie stehen, in die

Modellselektion eingehen. Im hier verwendeten Modellansatz, der auf der Grundlage von Schadansprachen in der BWI 2 nach dem Wintersturm „Lothar“ in Baden-Württemberg entwickelt wurde (SCHMIDT et al. 2010), werden anstelle eines Topexwertes, vier verschiedene Werte verwendet, die die Exponiertheit in bestimmten Himmelsrichtungen beschreiben. Die Berechnung der Topexwerte erfolgte für eine Grenzdistanz von 1000 m flächendeckend für Sachsen-Anhalt für Rasterzellen von 10x10 m Auflösung auf der Grundlage eines digitalen Geländemodells. Den Traktecken der BWI bzw. den generierten Beständen wurden die Topexwerte der Rasterzelle zugeordnet, in die der Mittelpunkt der Traktecke fällt. Exemplarisch werden die Verteilung des modifizierten Topex ‚Top\_to\_Dis\_1‘ (Abb. 36) für die Baumartengruppen dargestellt (Tab. 12). Es wird deutlich, dass die Baumartengruppen, die schwerpunktmäßig im Hügelland bzw. Harz vorkommen (ALH, BU, FI, LAE), höhere Anteile an niedrigen und hohen Werten aufweisen, was die differenziertere Topographie in diesen Gebieten widerspiegelt und bei der späteren Interpretation der Prognose des Sturmschadensrisikos zu beachten ist.

Tabelle 12: Verteilungen des Top\_to\_Dis\_1 (Abb. 37) nach Baumartengruppen

	Quantile der Verteilungen des Topex Top_to_Dis_1 nach Baumartengruppen [Grad*10]											
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
ALH	-43	0	3	5	9	18	30	50	81	223	760	
ALN	-96	-2	1	3	7	11	18	30	52	117	760	
BU	-137	-3	2	6	11	19	31	60	92	184	760	
EI	-96	-2	1	3	6	11	15	25	42	80	692	
FI	-137	-2	1	4	9	15	24	39	74	149	730	
KI	-96	-2	0	2	4	8	13	19	28	51	493	
LAE	-24	-3	1	9	12	19	39	48	71	119	493	
TADGL	-11	-4	1	2	9	12	21	30	40	82	454	

#### 2.4.1.3 Geländewasserhaushalt als Eingangsgröße zur Sturmschadensmodellierung

Als Information zum Geländewasserhaushalt kann die Vernässungsstufe des Standortes in einer zweiten Stufe des Sturmschadensmodells für die Fichte sensitiv abgebildet werden (SCHMIDT et al. 2010). Die Vernässungsstufe weist dabei die drei Kategorien „vernässend“, „wenig vernässend“ und „nicht vernässend“ auf, die gutachtlich anhand der bodenkundlichen Feuchtestufe (VK. 6.5.8 nach MÜLLER 2004) der VBK50 abgeleitet wurden (Tab. 13). Bei unterschiedlichen Frühjahr- und Sommerstufen wurde die Frühjahrsstufe herangezogen.

Tabella 13: *Ableitung der drei Kategorien der Vernässungsstufe des Sturmschadensmodells aus der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) der VBK50 (in Anlehnung an MÜLLER 2004)*

BKF	Bodenkundliche Feuchtestufe	Eignung für landwirtschaftliche Nutzung unter den derzeitigen Wasserverhältnissen	Vernässungsstufe des Sturmschadensmodells
11	-	meist offene Wasser (Großseggenriede)	vernässend
10	nass	für landwirtschaftliche Nutzung zu nass (Kleinseggenriede)	vernässend
9	stark feucht	für Wiese bedingt geeignet, da häufig zu feucht (Streuwiesen)	vernässend
8	mittel feucht	für Wiese geeignet, für Weide bedingt geeignet, für Intensivweide und Acker zu feucht	vernässend
7	schwach feucht	für Wiese geeignet, für Weide bedingt geeignet, für Intensivweide und für Acker bedingt geeignet (im Frühjahr zu feucht)	wenig vernässend
6	stark frisch	für Grünland und Acker geeignet, für intensive Ackernutzung im Frühjahr gelegentlich zu feucht	wenig vernässend
5	mittel frisch	für Acker und Grünland geeignet	nicht vernässend
4	schwach frisch	für Acker und Grünland geeignet, für intensive Grünlandnutzung im Sommer gelegentlich zu trocken	nicht vernässend
3	schwach trocken	für Acker geeignet, für intensive Ackernutzung im Sommer zu trocken, für intensive Grünlandnutzung zu trocken	nicht vernässend
2	mittel trocken	für Acker und extensive Grünlandnutzung häufig zu trocken	nicht vernässend
1	stark trocken	Für landwirtschaftliche Nutzung zu trocken (Trockenrasen)	nicht vernässend
0	dürr	Steppenrasen und Felsbandgesellschaften	nicht vernässend

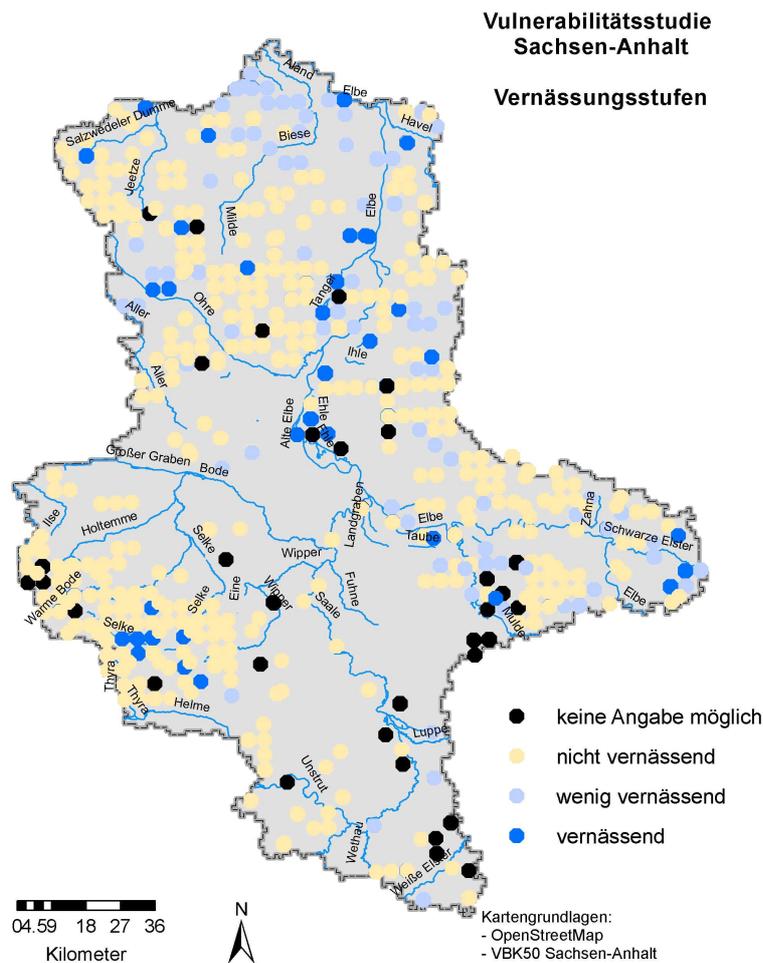


Abbildung 35: *Abgeschätzte Vernässungsstufen an den Bearbeitungspunkten im Untersuchungsgebiet*

#### 2.4.2 Statistisches Sturmschadensmodell

Das verwendete empirische Sturmschadensmodell (Gl. 10) ist auf der Grundlage von Schadansprachen in der BWI 2 nach dem Wintersturm „Lothar“ in Baden-Württemberg entwickelt worden (SCHMIDT et al. 2010). Die breite Datengrundlage und die enge zeitliche Nähe zwischen dem Wintersturm und dem Inventurzeitpunkt wurden für die Entwicklung eines Modells genutzt, dass im Bereich der statistischen Sturmschadensmodelle eine bisher nicht erreichte Sensitivität gegenüber einer Vielzahl von Einflussfaktoren aufweist. Das Modell erlaubt Schätzungen, die sensitiv gegenüber der Baumart(gruppe), dem BHD, der Baumhöhe sowie der Exposition und Exponiertheit des Geländes sind (SCHMIDT et al. 2010). Soweit

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Informationen zur Vernässungsstufe an der Traktecke der BWI-Punkte vorliegen, kann ihr Effekt auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit für die Fichte ebenfalls abgebildet werden (Gl. 11). Effekte auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit, die aus der spezifischen Struktur von Beständen (Bestandesstabilität) oder aus der Lage von Beständen zueinander oder in Bezug auf vorgelagerte Waldränder resultieren, können durch das Sturmschadensmodell nicht abgebildet werden. Eine besondere Problematik bei der Modellierung von Sturmschadensdaten besteht darin, dass im Allgemeinen keine Informationen über das regionale Muster der Windgeschwindigkeiten und anderer Strömungsparameter in der notwendigen Qualität und Auflösung vorliegen. Die regionalen Sturmbedingungen müssen bei der Modellierung aber unbedingt berücksichtigt werden, da sie das Sturmschadensrisiko ganz maßgeblich bestimmen. Die regionalen Unterschiede in der Windgeschwindigkeit werden im verwendeten Sturmmodell durch eine räumliche Trendfunktion bzw. durch die Formulierung eines speziellen verallgemeinerten additiven Regressionsmodells (Gl. 10) beschrieben. Dabei wird angenommen, dass die regionalen Unterschiede in der Sturmschadenswahrscheinlichkeit, die nicht über die Kovariablen Baumart(gruppe), BHD, Baumhöhe sowie die Topex-Indices beschrieben werden können, vor allem durch die regional variierenden Windgeschwindigkeiten bedingt sind. Die geographische Lage dient somit als Proxy-Variable für die Windgeschwindigkeit. Der Effekt der räumlichen Trendfunktion weist beträchtliche Gradienten innerhalb Baden-Württembergs auf, was somit als Ausdruck der unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten beim Durchzug des Wintersturms „Lothar“ interpretiert werden kann (Abb. 36 links und rechts).

Unter der Annahme, dass die geographische Lage als Ersatz für die regionale Windgeschwindigkeit fungiert, lassen sich in Simulationen die Auswirkungen verschiedener Windgeschwindigkeiten prognostizieren. Anstelle von konkreten mittleren oder maximalen Windgeschwindigkeiten können allerdings lediglich qualitative Vorgaben gemacht werden. Die Verwendung der Koordinaten der Position 1 bzw. 2 (Abb. 36, rechts) würde Bedingungen in Luv bzw. in Lee des Nordschwarzwaldes beim Durchzug des Wintersturms „Lothar“ abbilden. In der vorliegenden Untersuchung wurden bei der Prognose der Vulnerabilität die Bedingungen in Luv des Nordschwarzwaldes unterstellt bzw. die zugehörigen Koordinaten als Prädiktoren verwendet (Position 1 in Abb. 36). Derartig extreme Bedingungen sind auf ganz Sachsen-Anhalt angewendet ein sehr unwahrscheinliches Szenario. In der folgenden Untersuchung geht es aber darum, die relative Entwicklung des Risikoniveaus über der Zeit möglichst sensitiv einzuschätzen, wofür extreme Randbedingungen eine bessere Trennschärfe aufweisen. Eine realitätsnahe Prognose des Risikopotentials würde dagegen realistische meteorologische Prognosen über die Intensität und Frequenz von Winterstürmen voraussetzen. Derartige Projektionen sind daher nicht Gegenstand der Untersuchung.

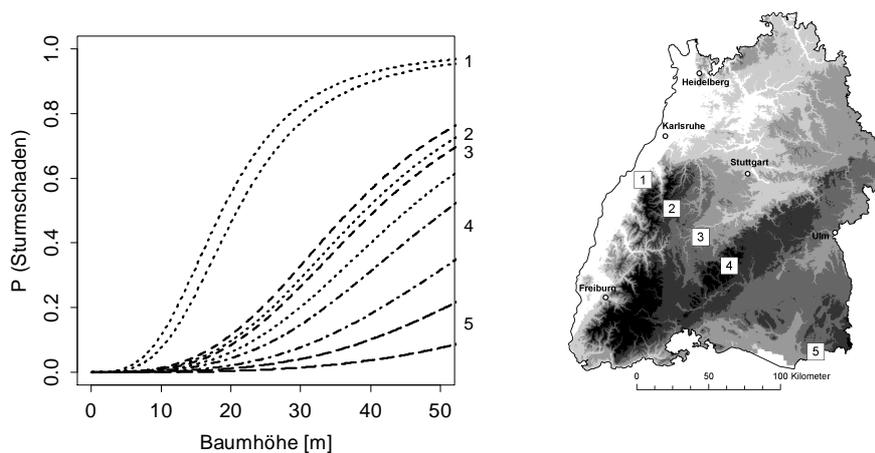


Abbildung 36: Durch die geographische Lage (als Proxy für die Windgeschwindigkeit) und die Einzelbaumhöhe bedingte Unterschiede der prognostizierten Schadwahrscheinlichkeit, die durch ihr 95% Prognoseintervall beschrieben wird. In der Abbildung und der Karte übereinstimmende Ziffern kennzeichnen die Zugehörigkeit der Wahrscheinlichkeitsverläufe zur jeweiligen geographischen Lage. Der BHD wird mit variierender Höhe so verändert, dass ein konstanter  $b/d$ -Wert von 80 [cm/cm] resultiert. Die übrigen Prädiktoren wurden konstant gehalten (Baumartengruppe Fichte, Median der Exponiertheit (modifizierte Topex-to-Distance-Indices)).

Die Überprägung der Strömungsparameter durch die Topographie wird durch die Topex-Indices abgebildet, die ebenfalls als Proxy-Variablen fungieren. Die Selektion der spezifischen Himmelsrichtungen erfolgte im Rahmen der Modellselektion unter statistischen Gesichtspunkten (SCHMIDT et al. 2010). Die selektierten Himmelsrichtungen wurden dahingehend interpretiert, dass sie bestimmte relative Abweichungen von einer unterstellten Hauptwindrichtung aufweisen (Abb. 37), deren Topexwerte eine besonders hohe Korrelation zur Sturmschadenswahrscheinlichkeit zeigen. Himmelsrichtungen, die die gleiche Abweichung von dieser hypothetischen Hauptwindrichtung aufweisen, wurden summiert, da es als physikalisch irrelevant angesehen werden kann, ob eine Abweichung im oder gegen den Uhrzeigersinn auftritt. Der Topexwert mit dem stärksten Effekt auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit ist dabei der Top\_to\_Dis\_1, dessen Wertepaar die unterstellte Hauptwindrichtung des Wintersturms „Lothar“ genau einfasst (Abb. 37).

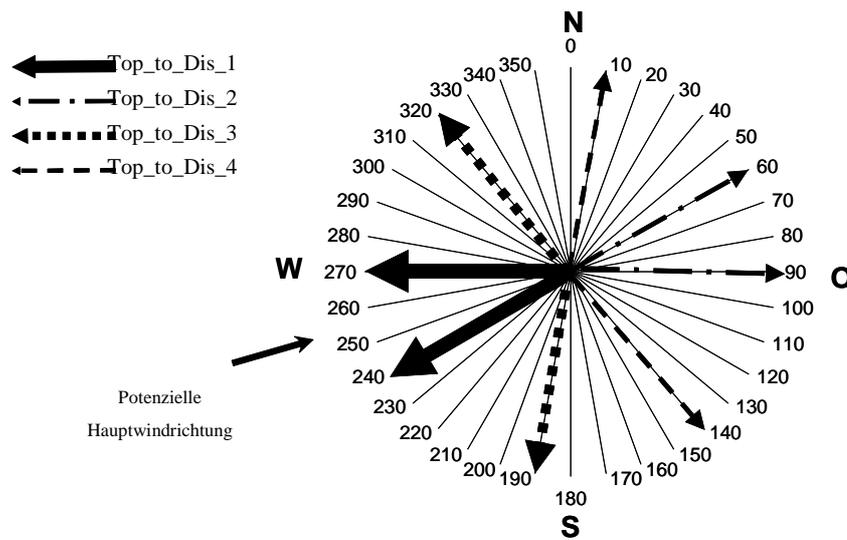


Abbildung 37: Windrose der Himmelsrichtungen für die separate Topexwerte berechnet wurden. Pfeile markieren Himmelsrichtungen, deren Topexwerte im Parametrisierungsprozess als Prädiktoren ausgewählt wurden. Die Stärke der Pfeile ist proportional zum Betrag der Regressionskoeffizienten, so dass beispielsweise deutlich wird, dass die Exponiertheit in westlicher Richtung einen ca. 3-fach stärkeren Einfluss auf das Schadrisiko hat als die Exponiertheit in östlicher Richtung. Gleichartige Linientypen kennzeichnen Himmelsrichtungspaare, die aufsummiert die Werte der modifizierten Topex-Indices ergeben, die als Prädiktoren in die Regressionsanalyse eingehen.

Unter dieser Annahme lassen sich in Szenariosimulationen auch Winterstürme mit einer abweichenden Hauptwindrichtung berücksichtigen, in dem die Himmelsrichtungen der Topex-Indices so um einen einheitlichen Winkel gedreht werden, dass die unterstellte Hauptwindrichtung durch die Himmelsrichtungen des Top\_to\_Dis\_1 genau eingefasst wird. In der vorliegenden Untersuchung wurden die originalen Himmelsrichtungen zur Berechnung der Topexwerte verwendet, so dass eine westsüdwestliche Hauptwindrichtung unterstellt wurde. Das anhand der Sturmschadensdaten der BWI 2 in Baden-Württemberg parametrisierte Modell lässt sich wie folgt beschreiben:

$$g(\pi_{ijk}) = \text{BA}_{ijk}^T \alpha + \log\left(\frac{\text{BHD}_{ijk} \text{BA}_{ijk}^T \delta}{h_{ijk} - \text{BA}_{ijk}^T \gamma}\right) + \beta_1 \text{Top\_to\_Dist\_1}_{ij} + \beta_2 \text{Top\_to\_Dist\_2}_{ij} \quad [10]$$

$$+ \beta_3 \text{Top\_to\_Dist\_3}_{ij} + \beta_4 \text{Top\_to\_Dist\_4}_{ij} + f(\text{RW}_{ij} \cdot \text{HW}_{ij})$$

- $\pi_{ijk}$  : Erwartungswert der Sturmschadenswahrscheinlichkeit  $\pi_{ijk} = E(y_{ijk})$  von Baum  $k$  in Traktecke  $ij$  mit  $i=1\dots 4$ ,  $j=1\dots 4516$  und  $y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(\pi_{ijk})$ ;
- $g(\cdot)$  : Logistische Verknüpfungsfunktion;
- $BA_{ijk}$  : Ein Vektor zur Kodierung der Baumartengruppe von Baum $_{ijk}$  [Fichte, Tanne / Douglasie, Kiefer / Lärchen, Buche / Eichen, übrige Laubholzarten];
- $BHD_{ijk}$  : Brusthöhendurchmesser von Baum $_{ijk}$  1999 [cm];
- $h_{ijk}$  : Baumböhe von Baum $_{ijk}$  1999 [m];
- $Top\_to\_Dist\_1_{ij}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 270 und 240 für Traktecke $_{ij}$  (Abb. 1) [Grad \* 10];
- $Top\_to\_Dist\_2_{ij}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 90 und 60 für Traktecke $_{ij}$  (Abb. 1) [Grad \* 10];
- $Top\_to\_Dist\_3_{ij}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 320 und 190 für Traktecke $_{ij}$  (Abb. 1) [Grad \* 10];
- $Top\_to\_Dist\_4_{ij}$  : Modifizierter Topex-to-Distance-Index auf den Expositionen 140 und 10 für Traktecke $_{ij}$  (Abb. 1) [Grad \* 10];
- $RW_{ij}$  : Rechtswert des Mittelpunktes von Traktecke $_{ij}$  (Gauß-Krüger-Koordinate)
- $HW_{ij}$  : Hochwert des Mittelpunktes von Traktecke $_{ij}$  (Gauß-Krüger-Koordinate)
- $\alpha, \delta, \gamma$  : Vektoren von Regressionskoeffizienten;
- $\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$  : Regressionskoeffizienten;
- $f$  : 2-dimensionale Glättungsfunktion.

Das nachgeschaltete Modell zur Beschreibung des Effektes der Vernässungsstufe auf die Sturmschadenswahrscheinlichkeit bei der Fichte lässt sich wie folgt beschreiben:

$$g(\pi_{ijk}) = \mathbf{X}_{ijk} \hat{\boldsymbol{\beta}} + \mathbf{W} \mathbf{B}_{ij}^T \boldsymbol{\beta}_{5WB} \quad [11]$$

- $\pi_{ijk}$  : Erwartungswert der Sturmschadenswahrscheinlichkeit  $\pi_{ijk} = E(y_{ijk})$  von Baum  $k$  in Traktecke  $ij$  mit  $i=1\dots 4$ ,  $j=1\dots 2026$  und  $y_{ijk} \sim \text{Bernoulli}(\pi_{ijk})$ ;
- $g(\cdot)$  : Logistische Verknüpfungsfunktion;

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

- $\hat{\beta}$  : Ein Vektor von Konstanten, der dem Vektor aller Regressionskoeffizienten aus Gl. 10 inklusive der Koeffizienten der räumlichen Trendfunktion entspricht;
- $X_{ijk}$  : Ein Vektor der unabhängigen Kovariablen aus Gl. 10 inklusive der Splinebasen der räumlichen Trendfunktion;
- $\beta_{5WB}$  : Ein Vektor von Regressionskoeffizienten;
- $WB_j$  : Ein Vektor zur Kodierung der Vernässungsstufe an Traktecke ij [nicht vernässend, wenig vernässend, vernässend].

Im Rahmen dieser Studie wurde die Sturmschadenswahrscheinlichkeit für jeden Einzelbaum zu den verschiedenen Simulationszeitpunkten der Clusterstudie unter Berücksichtigung der zugehörigen Einzelbaum- und Standortparameter prognostiziert. Anschließend erfolgte eine Aggregation der zugehörigen Baumvolumina und -kronenschirmflächen zu Gesamtvorräten und Baumartenflächen nach 10 Risikostufen und getrennt für die 8 Baumartengruppen. Die Risikostufen teilen das Intervall [0,1] in 10 gleich breite Bereiche ein, wobei der Wert 1 einer 100%-tigen Schadwahrscheinlichkeit entspricht, während beim Wert 0 überhaupt kein Schaden zu erwarten wäre. Im Anhalt an die Auswertungsmethodik der BWI 2 wurden die Kronenschirmflächen aller Einzelbäume einer Traktecke auf 1 Hektar normiert, so dass keine über- oder unterschießende Fläche auftritt. Im Gegensatz zur Auswertungsmethodik der BWI 2 wurden bei der Herleitung auch die Kronenschirmflächen der Schichten „Überhalt“ und „Nachwuchs“ berücksichtigt, da insbesondere die Baumschicht des „Überhaltes“ eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Sturmwurf aufweisen dürfte. Im vorliegenden Ansatz resultiert diese Vulnerabilität aber lediglich aus den im Allgemeinen stärkeren Dimensionen dieser Baumschicht und nicht aus einer potenziell geringeren Bestandesstabilität des Überhaltes.

Die durch einen Baum in Sachsen-Anhalt repräsentierte Schirmfläche lässt sich wie folgt berechnen:

$$KSF_{rep\_ik} = KSF_{ik} * (1/Bestandesgröße_k) * (1/Sum\_KSF\_ha_k) * Baumfaktor_{ik} * Repräsentationsfaktor_k \quad [12]$$

und der durch einen Baum repräsentierte Vorrat (Volumen) wie folgt:

$$Vorrat_{rep\_ik} = Volumen_{ik} * (1/Bestandesgröße_k) * Baumfaktor_{ik} * Repräsentationsfaktor_k \quad [13]$$

mit:

$$KSF_{rep\_ik} : \text{Durch den Baum } i \text{ des generierten Bestandes } k \text{ in Sachsen-Anhalt repräsentierte Baumartenfläche [ha];}$$

$Vorrat_{rep\_ik}$	:	Durch den Baum $i$ des generierten Bestandes $k$ in Sachsen-Anhalt repräsentierter Vorrat [ $m^3$ ];
$KSF_{ik}$	:	Über ein biometrisches Modell geschätzte Kronenschirmfläche des Baumes $i$ des generierten Bestandes $k$ [ha];
$Volumen_{ik}$	:	Über Schaffform- oder Volumenfunktionen geschätztes Volumen des Baumes $i$ des generierten Bestandes $k$ [ $m^3$ ];
$Bestandesgröße_k$	:	Bestandesgröße des auf der Grundlage der Winkelzählprobe (Zählbreite 4) der Traktecke $k$ generierten Bestandes [0,2 ha];
$Sum\_KSF\_ha_k$	:	$\sum_{i=1}^I KSF_{ik} * (1 / Bestandesgröße_k)$ Summe der Kronenschirmflächen aller Einzelbäume von Bestand $k$ [ha].
$Baumfaktor_{ik}$	:	Gewichtungsfaktor des Baumes $i$ des generierten Bestandes $k$ ;
$Repräsentationsfaktor_k$	:	Repräsentationsfaktor der Traktecke $k$ bzw. des zugehörigen generierten Bestandes $k$ an der Fläche Sachsen-Anhalts [398,807 ha].

Die Notwendigkeit für die Verwendung des Baumfaktors entsteht aus der Generierung der Modellbestände, bei der die Anzahl zu erzeugender Einzelbäume aus ihrer Auswahlwahrscheinlichkeit in der Winkelzählprobe resultiert. Da aber nur „ganze“ Bäume generiert werden können, werden einzelne Bäumen mit Gewichten versehen, die etwas größer oder kleiner als 1 sind.

#### 2.4.3 Ergebnisse des Sturmschadensmodells

Die absoluten und prozentualen Flächen- und Vorratsverteilung über Risikostufen für die 8 Baumartengruppen und verschiedene Klassifizierungen lassen sich an dieser Stelle nur exemplarisch darstellen. Die Gesamtheit aller Auswertungen wird daher in elektronischer Form zur Verfügung gestellt. Die Auswertungen umfassen separate Hochrechnungen für den Gesamtwald, den Bundeswald, den Landeswald, den Körperschaftswald und die Kombination aus Privat- und Treuhandwald, Wuchsgebietsgruppen, Wuchsgebiete sowie für verschiedene baumartenspezifische Stärkeklassenbereiche (Tab. 14). Der Hohe Fläming wurde in dieser spezifischen

Auswertung aufgrund seiner Topographie, die über die Topex-Indices das Schadrisko beeinflusst, dem Hügelland zugerechnet.

Tabelle 14: Ausprägungen der Klassifizierungsvariablen Eigentumsart, Wuchsgebietsgruppe, Wuchsgebiet, Stärkeklasse (BHD), Baumartengruppe und die Zielgrößen, für die eine Einschätzung der Sturmschadenswahrscheinlichkeit erfolgte. Für die Baumartengruppen sind in Klammern die variablen unteren Grenzen der obersten Stärkeklasse (X) angegeben.

<i>Eigentumsart</i>	<i>Klassifizierungsvariablen</i>		
	<i>Stärkeklasse</i>	<i>Baumarten- gruppe</i>	<i>Wuchs- gebietsgruppe</i>
<i>Gesamtwald</i>	7 cm < BHD	ALN (40 cm)	Harz
-----	7 cm < BHD < 25 cm	Buche (45 cm)	Hügelland
<i>Staatswald (Bund)</i>	25 < BHD < X	Eiche (55 cm)	Tiefland
<i>Staatswald (Land)</i>	X < BHD	Fichte (40 cm)	
<i>Körperschaftswald</i>		Kiefer (40 cm)	
<i>Privat- und Treu- handwald</i>			

#### **Wuchsgebiete und ihre Zuordnung zu Wuchsgebietsgruppen**

**Harz:** Harz

**Hügelland:** Nordwestliches Harzvorland, Nordöstliche Harzvorländer, Sachsen-Anhaltinische Löß-Ebene, Hoher Fläming, Sächsisch-Thüringisches Löß-Hügelland, Nordthüringisches Trias-Hügelland

**Tiefland:** Ostniedersächsisch-Altmärkisches Altmoränenland, Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland, Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland, Dübener-Niederlausitzer Altmoränenland

#### **Zielgröße**

*Absoluter Vorrat*

*Proz. Anteil am Gesamtvorrat der Baumart*

*Baumartenfläche*

*Prozentualer Anteil an der Gesamtkronenschirmfläche Baumarten*

Als weitere Beschränkung wurde festgelegt, dass die Summe der repräsentierten Schirmfläche in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen 10.000 ha überschreiten muss. Da eine Stichprobenecke annähernd 400 ha Waldfläche repräsentiert, wurden somit nur Kombinationen berücksichtigt, in denen eine Baumartengruppe mindestens eine Gesamtschirmfläche erreicht, die ca. 25

rein bestockten Stichprobenecken entspricht. Die Zielstärken wurden gegenüber den praxisüblichen Zielstärken teilweise deutlich abgesenkt, um eine Unterteilung in drei Stärkeklassen zu ermöglichen und gleichzeitig in jeder Stärkeklasse die Mindestschirmfläche von 10.000 ha zu erreichen. Die Schirmflächen der Baumartengruppen Douglasie und Lärche erreichen auch im Gesamtwald nicht die notwendige Schirmfläche von 10.000 ha. Bei der Baumartengruppe ALH war nur die Untergliederung in die Stärkeklassenbereiche schwächer bzw. stärker als 25 cm BHD unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Mindestschirmfläche möglich.

Insgesamt resultieren 220 Graphiken aus der Hochrechnung:

- 24 Graphiken als Kombination von 4 Zielgrößen und 6 Baumartengruppen für den Gesamtwald und unter Berücksichtigung einer repräsentierten Mindestfläche von 10.000 ha in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen: 6 Baumartengruppen (ALN, ALH, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
- 68 Graphiken als Kombination von 4 Zielgrößen, 6 Baumartengruppen und 2-3 Stärkeklassen für den Gesamtwald und unter Berücksichtigung einer repräsentierten Mindestfläche von 10.000 ha in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen:
  - Stärkeklasse BHD 7-25 cm: 6 Baumartengruppen (ALN, ALH, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
  - Stärkeklasse: BHD 25,1 cm-Zielstärke: 5 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
  - Stärkeklasse: BHD größer Zielstärke: 5 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
  - Stärkeklasse: BHD größer 25 cm: 1 Baumartengruppe (ALH)
- 52 Graphiken als Kombination von 4 Zielgrößen, 6 Baumartengruppen und 4 Eigentumsarten und unter Berücksichtigung einer repräsentierten Mindestfläche von 10.000 ha in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen:
  - Bundeswald: 2 Baumartengruppen (ALN, Kiefer)
  - Landeswald: 5 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
  - Im Körperschaftswald erreicht keine Baumartengruppe die notwendige Mindestfläche
  - Privat- und Treuhandwald: 6 Baumartengruppen (ALN, ALH, Eiche, Buche, Fichte, Kiefer)
- 40 Graphiken als Kombination von 4 Zielgrößen, 6 Baumartengruppen und 3 Wuchsgebietsgruppen und unter Berücksichtigung einer repräsentierten Min-

destfläche von 10.000 ha in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen:

- Tiefland: 3 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Kiefer)
  - Hügelland: 5 Baumartengruppen (ALN, ALH, Eiche, Buche, Kiefer)
  - Harz: 2 Baumartengruppen (Buche, Fichte)
- 36 Graphiken als Kombination von 4 Zielgrößen, 6 Baumartengruppen und 10 Wuchsgebieten (die Ergebnisse für den Harz werden unter den Wuchsgebietsgruppen aufgeführt) und unter Berücksichtigung einer repräsentierten Mindestfläche von 10.000 ha in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsmerkmalen:
- Düben Niederlausitzer Altmoränenland: 1 Baumartengruppe (Kiefer)
  - Hoher Fläming: 1 Baumartengruppe (Kiefer)
  - Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland: 1 Baumartengruppe (Kiefer)
  - Ostniedersächsisch Altmärkisches Altmoränenland: 3 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Kiefer)
  - Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland: 3 Baumartengruppen (ALN, Eiche, Kiefer)
  - In den Wuchsgebieten Nordöstliche Harzvorländer, Nordthüringisches Trias-Hügelland, Nordwestliches Harzvorland, Sachsen-Anhaltinische Löß-Ebene und Sächsisch-Thüringisches Löß-Hügelland erreicht keine Baumartengruppe die notwendige Mindestfläche.

Beispielhaft für die Kiefer wurden für den Gesamtwald die Entwicklungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates getrennt Risikostufen dargestellt (Abb. 38, 39). Dabei wurde das Szenario mit den Bedingungen des Wintersturms „Lothar in Luv des Nordschwarzwaldes“ unterstellt. Die prozentualen Angaben beziehen sich immer auf den Vorrat bzw. die Schirmfläche in der jeweiligen Kombination von Klassifizierungsvariablen, d.h. der Kombination von Baumartengruppe, Baumdimension und Eigentumsart zu einem Simulationszeitpunkt. Unabhängig von den Zielgrößen Vorrat und Schirmfläche wird deutlich, dass über der Zeit eine Verlagerung hin zu den höheren Risikostufen stattfindet. So steigt beispielsweise der Vorrat in der Risikostufe 0.7 von 2007 bis 2037 von 4,3 auf 13,3% bzw. von 1,8 auf 6,4 Mio m<sup>3</sup> und die Schirmfläche von 3,2 auf 10,2% bzw. von 6.476 auf 17.842 ha. Gleichzeitig sinkt der Vorrat in der Risikostufe 0.3 von 9,9 auf 4,8% bzw. von 4,2 auf 2,3 Mio m<sup>3</sup> und die Schirmfläche von 12,5 auf 7,0% bzw. von 25.246 auf 12.240 ha. Während 2007 die Risikostufe 0.5 mit 32,5% bzw. 13,8 Mio m<sup>3</sup> dominiert, weist 2037 bereits die Risikostufe 0.6 den höchsten Vorrat mit 33,9 % bzw. 16,3 Mio m<sup>3</sup> auf. Die Verlagerung hin zu höheren Risikostufen dürfte in erster Linie durch die Verlagerung hin

zu stärkeren Baumdimensionen verursacht werden (Tab. 10 und 11), da sich die Verteilung der Standorte mit Kiefernbestockung bezüglich der Sturmexponiertheit im mittelfristigen Simulationszeitraum der Clusterstudie kaum verändert haben dürfte.

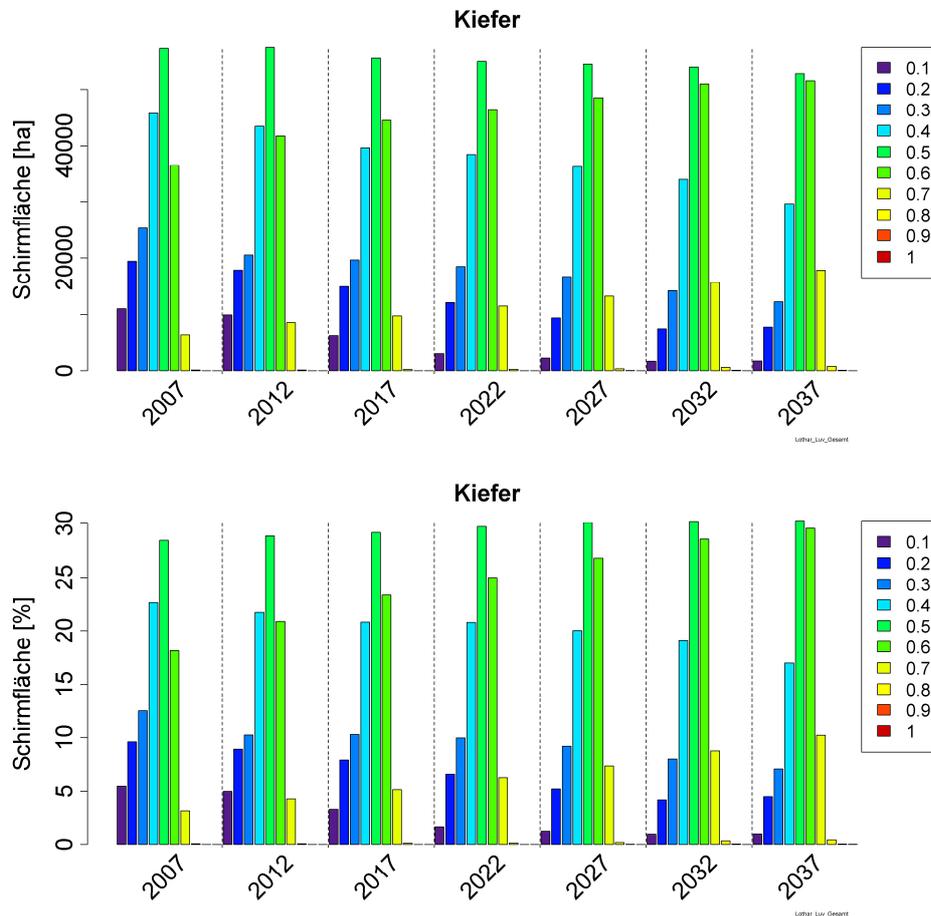


Abbildung 38: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Kiefer in Sachsen-Anhalt

Als weiteres Beispiel werden die Entwicklungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates getrennt Risikostufen für die Fichte in Sachsen-Anhalt dargestellt (Abb. 40, 41). Letztlich zeigen sich auch hier ähnliche Muster wie bei der Kiefer, wobei das Risikoniveau deutlich höher und auch die Dynamik über der Zeit noch stärker ausgeprägt ist. Als Ursache für das zu jedem Zeitpunkt höhere Niveau kommen vor allem die im Mittel

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

größeren Baumhöhen der Fichte und die artspezifisch höhere Schadenanfälligkeit in Frage. Neben dem hohen Anteil im Bereich hoher Risikoklassen weist die Fichte gegenüber der Kiefer vor allem bei den Schirmflächenverteilungen auch einen höheren Anteil im Bereich sehr niedriger Risikoklassen auf.

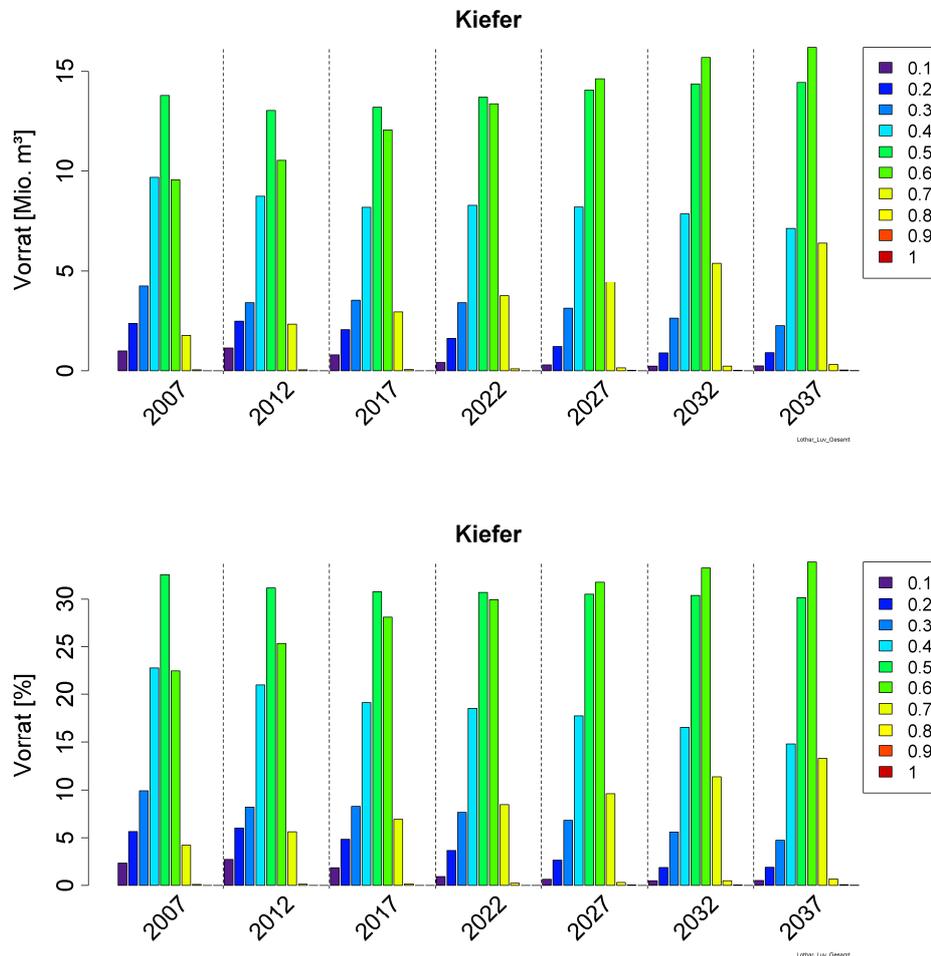


Abbildung 39: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Kiefer in Sachsen-Anhalt

Da die Fichte gegenüber der Kiefer nicht einheitlich einen höheren Anteil an schwächeren Dimensionen aufweist (Tab. 10 und 11), kann davon ausgegangen werden, dass sich hier der Effekt der Topographie abbildet. Die Fichte stockt vor allem im Harz, wo infolge der Topographie sehr stark exponierte aber auch sehr stark geschützte Standorte auftreten. Es ist somit zu vermuten, dass die höheren

Anteile der Fichte in den niedrigen und hohen Risikoklassen zum Teil auch auf diese Randbedingungen zurückzuführen sind. Bei der Kiefer mit ihrem Verbreitungsschwerpunkt im Tiefland tritt eine derartige Überprägung durch die Topographie nicht auf.

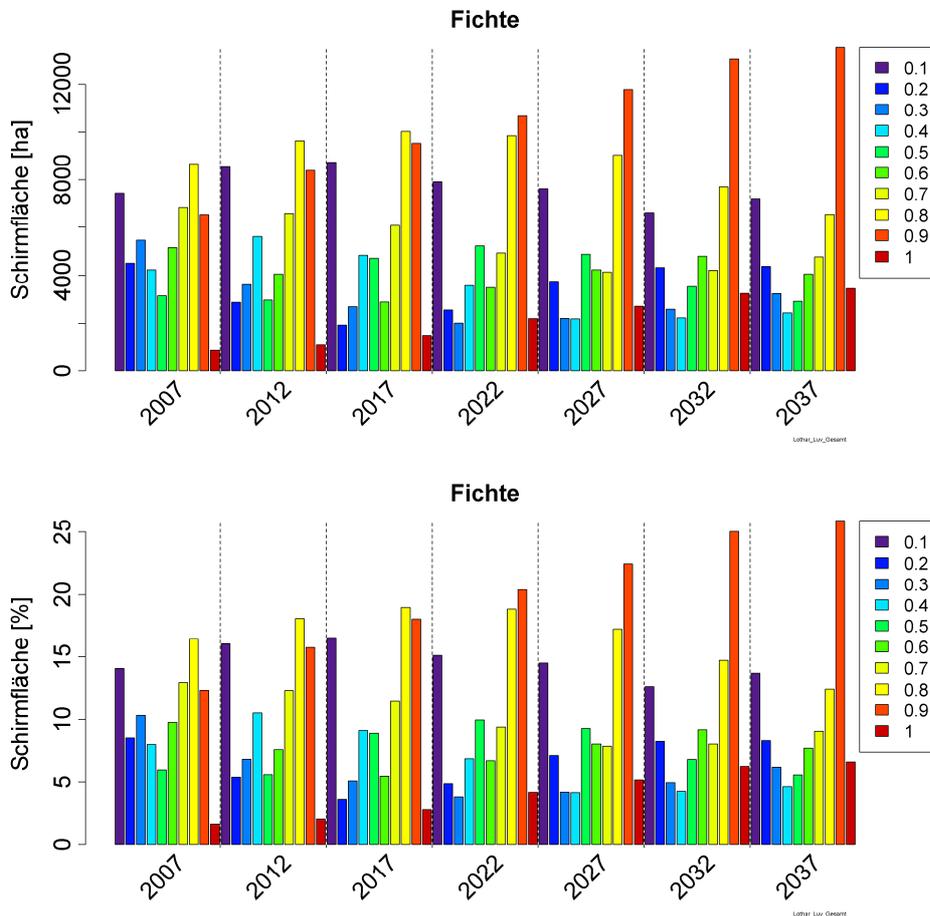


Abbildung 40: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Fichte in Sachsen-Anhalt

Abschließend werden Entwicklungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates getrennt nach Risikostufen für die Eiche in Sachsen-Anhalt dargestellt (Abb. 42, 43). Im Zeitraum der Szenariosimulation findet eine Verlagerung hin zu höheren Risikostufen auf einem allerdings sehr viel niedrigeren Niveau als bei den Nadelbaumarten statt. Auch hier ist als wichtigste Ursache die Verschiebung der Höhenverteilung hin zu stärkeren

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Dimensionen zu nennen (Tab. 10). Das deutlich geringere Risikoprofil gegenüber den Nadelbaumarten dürfte in erster Linie aus der geringeren baumartenspezifischen Vulnerabilität der Eiche resultieren. In diesem Zusammenhang kann es als unwahrscheinlich angesehen werden, dass die Unterschiede insbesondere zur Kiefer aus größeren Unterschieden bezüglich der topographischen Exposition resultieren.

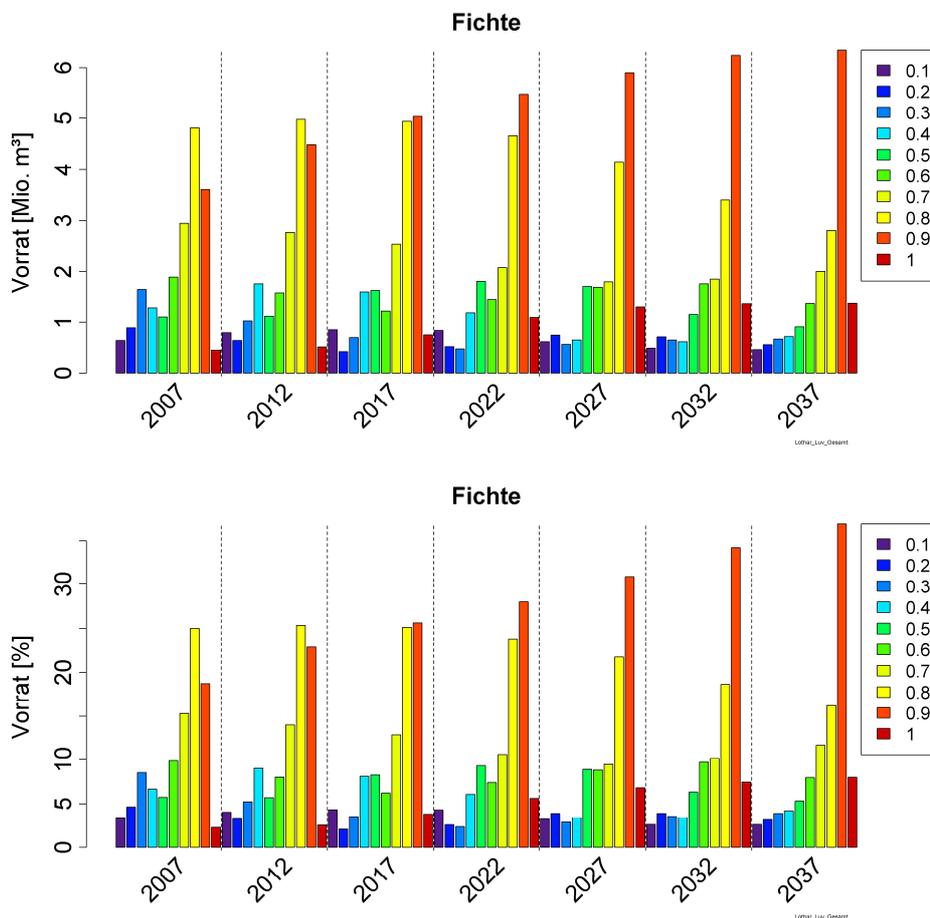


Abbildung 41: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Fichte in Sachsen-Anhalt

Die entsprechenden Darstellungen für die Baumartengruppen ALH, ALN und Buche für den Gesamtwald sind im Anhang aufgeführt. Die Benennung aller 220 Graphiken erfolgt nach einem einheitlichen Schema, das einem Beispiel erläutert wird:

*Lothar\_Luv\_Gesamt\_BHD\_25\_40\_KI\_Vorrat.png*

Alle Tabellennamen beginnen mit *Lothar\_Luv* um zu kennzeichnen, dass die Bedingungen in Luv des Schwarzwaldes (Abb. 36, Position 1) beim Durchzug von ‚Lothar‘ unterstellt wurden. Darauf folgt entweder die Bezeichnung der Eigentumsart oder des regionalen Bezuges mit der Benennung *Gesamt* für den Gesamtwald, den drei Wuchsgebietsgruppen *Harz*, *Hügelland* und *Tiefland* bzw. den 5 Wuchsgebieten mit ausreichendem Stichprobenumfang *Düben\_Niederlausitzer\_Altmoränenland*, *Hoher\_Fläming*, *Mittelbrandenburger\_Talsand\_und\_Moränenland*, *Mittleres\_nordostdeutsches\_Altmoränenland* und *Ostniedersächsisch\_Altmärkisches\_Altmoränenland*.

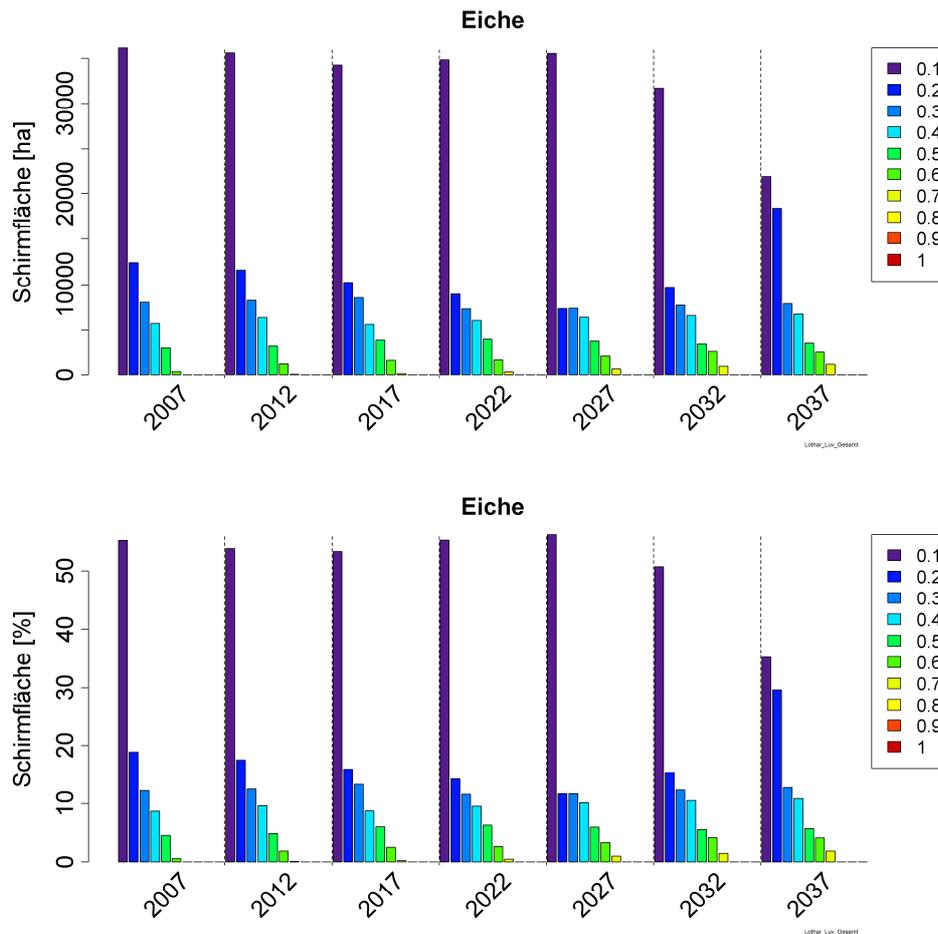


Abbildung 42: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Eiche in Sachsen-Anhalt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

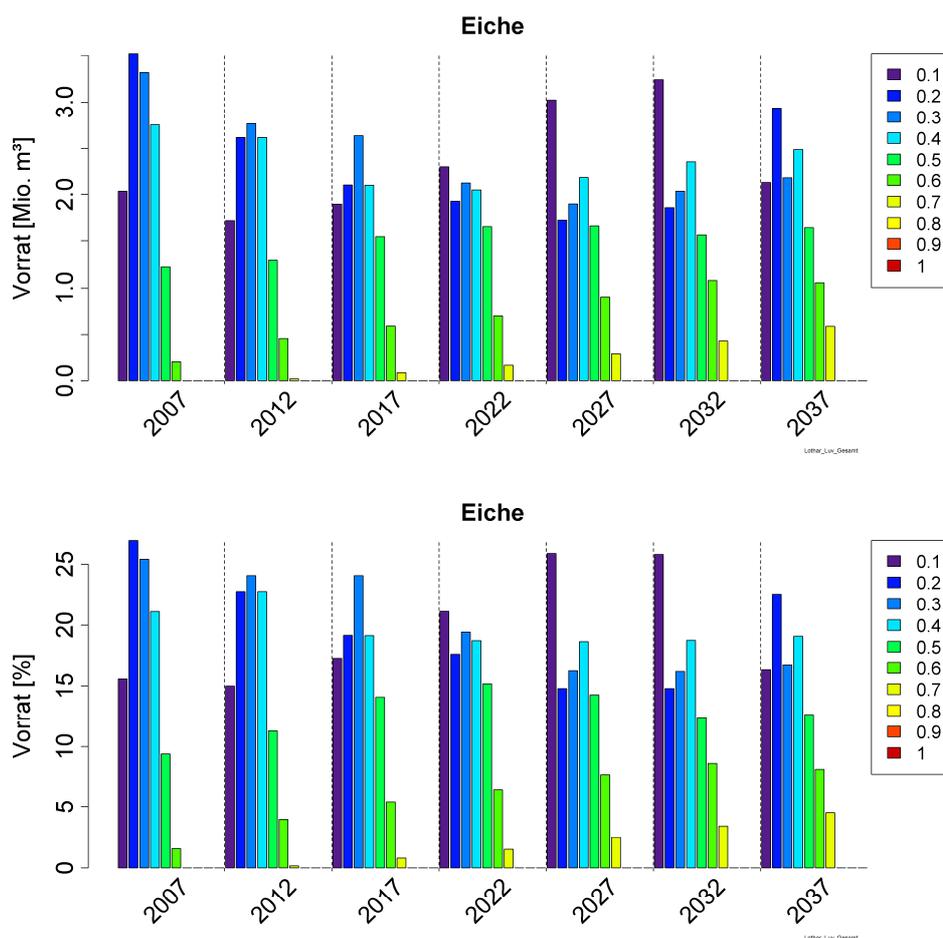


Abbildung 43: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Eiche in Sachsen-Anhalt

Die Untergliederung nach der Eigentumsart ist durch die Benennungen *Bund*, *Land* und *Privat\_Treuhand* gekennzeichnet. Kombinationen aus der Eigentumsart und regionalen Einheiten wurden nicht verwendet, da in den meisten Fällen kein ausreichender Stichprobenumfang vorliegt. Die Untergliederung in 3 bzw. 2 Stärkeklassen im Gesamtwald ist durch die zusätzliche Benennung *BHD\_7\_25*, *BHD\_25\_X*, *BHD\_X* gekennzeichnet, wobei *X* die baumartspezifische Klassenuntergrenze der stärksten Stärkeklasse beschreibt. Daran anschließend werden die Baumartengruppen durch die Kürzel *ALH*, *ALN*, *EI*, *BU*, *FI* und *KI* gekennzeichnet. Abschließend erfolgt die Kennzeichnung der ausgewerteten Zielgröße durch die Benennungen *Vorrat*, *Fläche* sowie *Vorrat\_Perc* bzw. *Fläche\_Perc* für die prozentualen Angaben.

## 2.5 Waldbrandrisiko

Auf Basis der verfügbaren Klimaszenarien wird in Sachsen-Anhalt mit einer Verringerung der Sommerniederschläge gerechnet, in deren Folge Hitzesommer mit langen Trockenperioden häufiger werden. Die Abnahme der Wasserverfügbarkeit in Trockenperioden bedeutet einen unmittelbaren Anstieg der Waldbrandgefahr. So wurden die meisten Waldbrände im wiedervereinigten Deutschland in den sommertrockenen Jahren 1992 und 2003 registriert (bundesweite Waldbrandstatistik). Trotz der vergleichsweise geringen Waldfläche gehört Sachsen-Anhalt neben Brandenburg, Niedersachsen, Sachsen und Bayern zu den am meisten von Waldbränden betroffenen Regionen. In diesen Regionen ist die je Waldbrand betroffene Fläche in Bayern und Sachsen-Anhalt am größten.

Zur Ermittlung der besonders waldbrandgefährdeten Gebiete Sachsens-Anhalts wurde die aktuelle und zukünftige Waldbrandgefährdung mit zwei verschiedenen Waldbrandindices beurteilt: Neben einer erweiterten Variante des traditionell in Sachsen-Anhalt verwendeten Waldbrandindex M68 (KÄSE 1969) wurde auch der international gebräuchlichere und stärker auf physikalisch messbaren Parametern beruhende Forest Fire Weather Index (FWI, VAN WAGNER 1987) verwendet. In beiden Fällen wurden neben der eigentlichen Risikoberechnung auch Plausibilitätsanalysen durchgeführt, um die Validität der Aussagen auf Basis der WETTREG2010-Szenarien und somit die Eignung des Verfahrens zu überprüfen.

### 2.5.1 Frühere Waldbrandindex-Berechnungen für Sachsen-Anhalt

Die erste Abschätzung des Waldbrandrisikos für Sachsen-Anhalt mit einem Waldbrandindex beruht auf den Arbeiten von KÄSE (1969), mit denen der heute noch von der Forstverwaltung zur akuten Gefährdungseinstufung verwendete Waldbrandindex M68 etabliert wurde. Als eines von vier Waldgebieten war das Gebiet „Altmark, Letzlinger und Colbitzer Heide“ eine Validierungsregion für den M68 anhand der Waldbrandstatistik der Jahre 1954-1959. Das Verfahren beruht in Abwandlung des russischen Verfahrens von NESTEROV (1949) auf Waldbrandkennziffern (WBKZ), die aus dem sukzessiven Aufsummieren des Produkts aus Temperatur (T) und Sättigungsdefizit der Luft (VPD) über den Jahreslauf resultieren.

Die Grundgleichung

$$WBKZ = \sum_{15.Februar}^{30.September} (T + 10) * VPD \quad [14]$$

wird dabei durch zahlreiche Nebenbedingungen eingeschränkt: Insbesondere bei Schneefall und Regen, sowie nach dem Ende der Vegetationsperiode wird die Kennziffer in Abhängigkeit vom Vortageswert reduziert, während sie vor dem Laubaustrieb der Birke und dem Blühzeitpunkt der Robinie erhöht wird. Bei der

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Berechnung der aus der Kennziffer abgeleiteten Warnstufen wird zusätzlich die Windgeschwindigkeit und der Wochentag bzw. Feiertag, sowie die empirisch etablierte Waldbrandgefahrenklasse berücksichtigt. Das System ist auch deswegen komplex, weil nicht Tagesdurchschnittswerte der Klimaparameter  $T$ , rel. Luftfeuchte, Niederschlag, Schneedecke und Windgeschwindigkeit benötigt werden, sondern etwa die Schneedecke um 7 Uhr oder die 18-stündige Niederschlagssumme von 13 Uhr bis 7 Uhr etc. Während die tägliche Fortschreibung des M68 anhand von aktuellen Beobachtungsdaten zu diesen Uhrzeiten weiterhin praktiziert wird, ist seine Verwendung als Simulationsmodell zumindest in der Reinform aufgrund der nicht überall verfügbaren detaillierten Wetter- und Phänologiedaten kaum praktikabel.

Dass sich der M68 als Verfahren trotz der Komplexität durchsetzen konnte, beruht einerseits auf seiner optisch überzeugenden Validierung anhand der Waldbrandstatistik 1954 – 1959 in den vier Testgebieten, darunter auch der Colbitz-Letzlinger Heide (Klimastation Gardelegen: Durchschnittlich 23,8 Tage mit WBKZ >4000).

Ein weiterer Grund liegt in der Anwendung des M68 auf die Klimastationen der ehemaligen DDR: Die hieraus resultierende Karte der Waldbrandgefährdung (Abb. 44) bestätigte dem Grunde nach die unabhängig davon anhand historischer Brandhäufigkeiten ermittelten Waldbrandgefahrenklassen für das gesamte DDR-Gebiet (MISSBACH 1961).

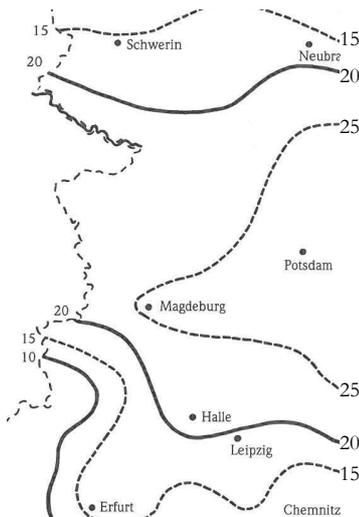


Abbildung 44: Jährliche Tage, an denen die Waldbrandkennziffer 1954-1959 über dem Grenzwert von 4000 lag. Ausschnitt für Sachsen-Anhalt und angrenzende Gebiete (verändert nach KÄSE 1969 bzw. FLEMMING 1995)

Demnach gehörten insbesondere die östlich von Magdeburg liegenden Teile Sachsen-Anhalts zu den am stärksten gefährdeten Gebieten (mehr als 25 Tage WBKZ>4000), während im größten Teil Sachsen-Anhalts von einer starken Waldbrandgefährdung ausgegangen werden konnte (mehr als 20 Tage WBKZ>4000). Zur südlichen Landesgrenze und in noch stärkerem Maße zu Harz und Harzvorland hin nahm die Gefährdung deutlich ab.

Als einzige landesweite Untersuchung wird die auf den Klimastationswerten aufbauende Karte der Waldbrandgefährdung (jährliche Tage mit Überschreitung einer Waldbrandkennziffer von 4000, Abb. 44) auch in etwas neueren Publikationen noch gelegentlich verwendet (z.B. FLEMMING 1995).

### 2.5.2 Erweiterter M68-Index

Um die Stärken des M68 anhand aktuellerer Daten aus Sachsen-Anhalt zu überprüfen und ihn für die Quantifizierung des heutigen und zukünftigen Waldbrandrisikos nutzen zu können, waren mehrere Erweiterungen notwendig:

#### 1. Ableitung von Stundenwerten:

Weil es sich bei den WETTREG2010-Klimaprojektionen um Tagesdurchschnittswerte bzw. Tagesmaximal und –minimaltemperaturen handelt, mussten die auf eine bestimmte Tageszeit bezogenen Werte indirekt aus den verfügbaren Größen abgeleitet werden.

#### 2. Schneehöhenmodell:

Um die meist nicht verfügbaren Schneehöhen ableiten zu können, wurde der M68-Index um das Schneehöhenmodell nach FEDERER & LASH (1982) erweitert.

#### 3. Phänologiemodell:

Die Phänologie von Birke und Robinie wurde mit einem Temperatursummenmodell nachgebildet, um die Austriebs- und Blühzeitpunkte aus den Klimaprojektionen herleiten zu können.

#### 2.5.2.1 Ableitung von Stundenwerten

Die häufig nicht verfügbaren 24-Stunden-Summen des Niederschlags von 13 Uhr bis 13 Uhr wurden direkt durch die vom DWD bereitgestellten Tagessummen von 7 Uhr bis 7 Uhr ersetzt.

Für die Errechnung von 13 Uhr-Lufttemperatur und relativer Luftfeuchte um 13 Uhr wurde die Klimadatenreihe der Klimastation Potsdam von 1893 bis 2008 herangezogen. Bei der Temperatur ließ sich eine lineare Regression zu Tagesmittel- und Maximalwert der Lufttemperatur aufstellen ( $r^2 = 0,96$ ):

$$T_{13Uhr} = T_{\max} - 0.75 \cdot (T_{\max} - T_{\text{mittel}}) \quad [15]$$

Die relative Luftfeuchte um 13 Uhr ( $rF_{13\text{Uhr}}$ ) wurde dagegen exponentiell aus der relativen Luftfeuchte abgeleitet, die bei gegebenem Tagesmittelwert des Dampfdrucks aus dem Maximalwert der Lufttemperatur resultiert ( $rF_{T_{\text{max}}}$ ):

$$rF_{13\text{Uhr}} = 10.952 \cdot e^{0.024 rF_{T_{\text{max}}}} - 5 \quad [16]$$

Der exponentielle Verlauf der Regressionskurve (Abb. 45,  $r^2=0,9$ ) ermöglichte es, Unterschätzungen der 13 Uhr-Luftfeuchte weitgehend auszuschließen, indem vom Ergebnis der Regression nachträglich 5% relative Luftfeuchte abgezogen wurden.

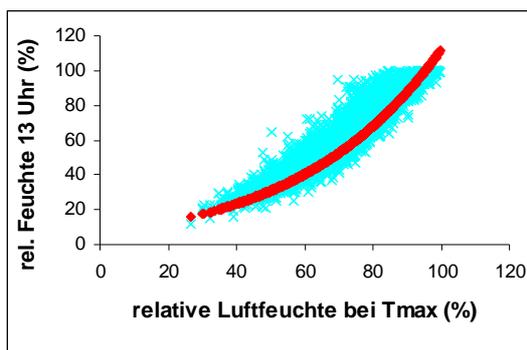


Abbildung 45: Exponentielle Regression zwischen relativer Luftfeuchte um 13 Uhr und dem für die Tagesmaximaltemperatur errechneten Wert (Daten: Klimastation Potsdam 1893 – 2008)

#### 2.5.2.2 Schneehöhenmodell

Das Schneehöhenmodell von FEDERER & LASH (1982) wurde in den erweiterten M68-Index aufgenommen, um auf Basis der Klimadaten eine Schneehöhenvorhersage zu ermöglichen. Es errechnet anhand der Tagesmaximal- und Minimaltemperatur, ob es sich bei Niederschlägen um Schnee oder Regen handelt und enthält eine Berechnung der Schneedecken-Energiebilanz und -Temperatur, in die darüber hinaus Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit eingehen. Schnee-Evaporation, Schneeschmelze, Aufnahme von Wasser aus gefrierendem Regen und Abfluss an der Bodenoberfläche werden explizit simuliert.

## 2.5.2.3 Phänologiemodell

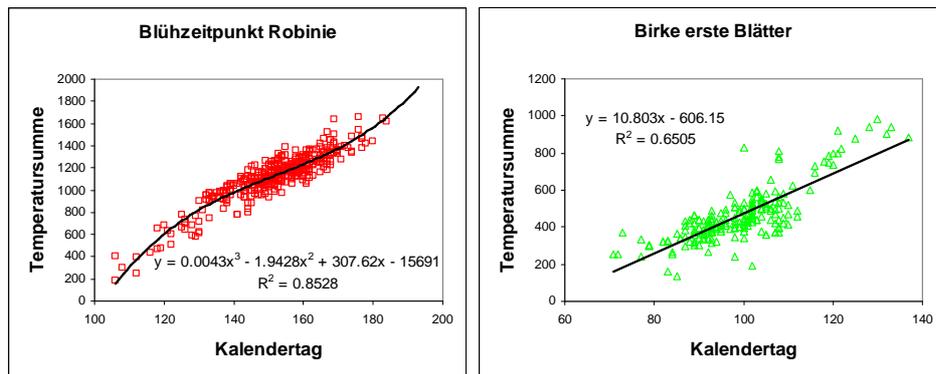


Abbildung 46: Vergleich der Temperatursumme zum Blühzeitpunkt der Robinie bzw. zum Blattaustrieb der Birke anhand von Daten des phänologischen Messnetzes des DWD

Außer den Klimadaten von 1954 bis 1959 wurden für die Berechnung des Vegetationsfaktors auch die phänologischen Phasen von Birke (Blattaustrieb) und Robinie (Blüte) benötigt, hierzu wurde aus vorliegenden Phänologiedaten des DWD ein Temperatursummenmodell erstellt. Während die Verhältnisse bei der Robinie durch ein Polynom 3. Grades besser approximiert werden konnten, ließ sich die Korrelation bei der Birke bei Verwendung nichtlinearer Funktionen nur unwesentlich verbessern (Abb. 46).

## 2.5.2.4 Vergleich von M68 nach KÄSE (1969) und erweitertem M68

Der erweiterte M68-Index wurde auf die verfügbaren Klimadaten für die Colbitzer und Letzlinger Heide im Zeitraum 1954-1959 angewendet (Abb. 47).

Beim Vergleich des erweiterten M68 mit den publizierten Originaldaten (KÄSE 1969) zeigen sich z.T. Abweichungen, die sich auf die unterschiedliche Auflösung der Klimadaten (7-Uhr-Werte für Niederschlag statt 13-Uhr-Werte, Tageswerte für relative Luftfeuchte und Temperatur statt 13-Uhr-Werte), die unterschiedliche Beurteilung der Schneedecke und die nicht übereinstimmenden Phänologiedaten zurückführen lassen. Die 1969 publizierte Jahresdynamik des M68-Indexes für den Zeitraum 1954-1959 (Abb. 19) konnte aber auch mit dem erweiterten M68 grundsätzlich rekonstruiert werden. Bei der Jahresdynamik handelt es sich um den Durchschnitt aller betrachteten Jahre, wobei jeweils der Mittelwert der Waldbrandkennziffer von 5 Tagen (Pentaden) betrachtet wird, um Einzelereignissen nicht zu viel Gewicht zu geben. In Gardelegen wird die WBKZ von 4000 im Untersuchungszeitraum auch mit dem erweiterten M68-Index an 23,8 Tagen überschritten.

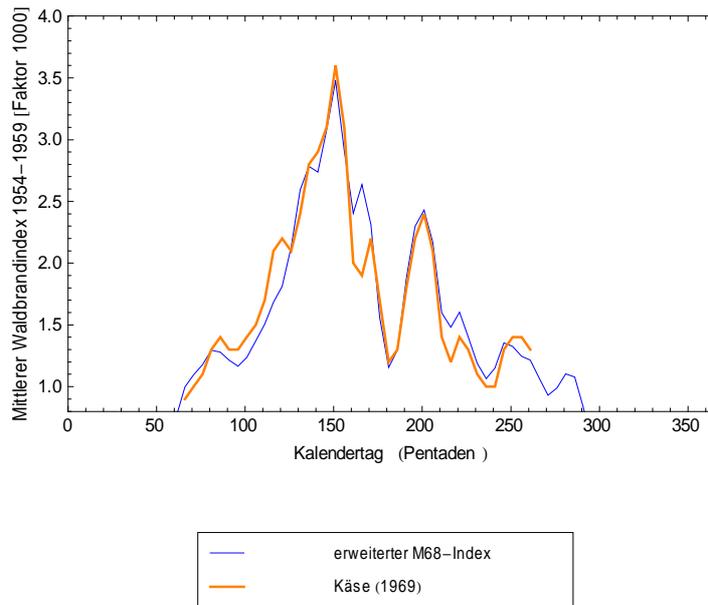


Abbildung 47: Vergleich des erweiterten M68-Index mit dem Original-M68 (KÄSE 1969) für den Zeitraum 1954-1959

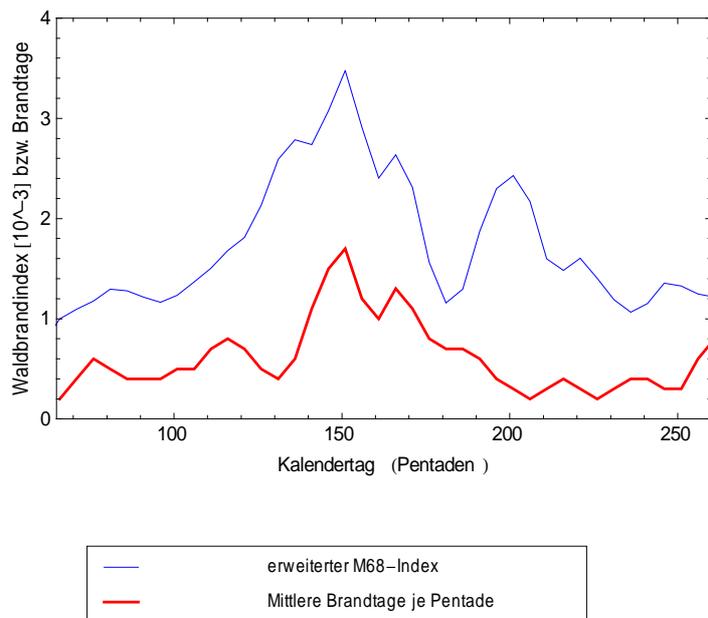


Abbildung 48: Vergleich des erweiterten M68-Index mit der Zahl der Brandtage für den Zeitraum 1954-1959

Die Parallelität zwischen dem Verlauf des rein klimatischen M68-Index und der mittleren Zahl der Brandtage in den Jahren 1954-1959 ist auch für den erweiterten M68-Index feststellbar. Wie bei der Originalveröffentlichung (KASE 1969) ist die Parallelität im Spätsommer nicht gegeben (Abb. 48).

#### 2.5.2.5 Heutige Gefährdungseinstufung im Vergleich zu den 50er Jahren

Der erweiterte M68-Index wurde für den Vergleichszeitraum 2004-2010 (den Zeitraum der vorliegenden Waldbrandstatistik) auf DWD-Messdaten der Klimastation Gardelegen angewendet. In diesem Zeitraum wurde an 25 Tagen die Waldbrandkennziffer von 4000 überschritten (1954-1959: 23,8 Tage).

Im Vergleich zu den 50er Jahren ist heute mit einem höheren klimatischen Waldbrandrisiko zu rechnen, das früher im Jahr eintritt (Abb. 49). Das Maximum des Waldbrandrisikos hat sich vom Mai in den April verschoben, wobei im Durchschnitt der Jahre eine Waldbrandkennziffer von maximal über 5000 errechnet wurde (1954-1959: über 3000). Hierzu trugen die höheren gemessenen Temperaturen und die dadurch beschleunigte Vegetationsentwicklung bei.

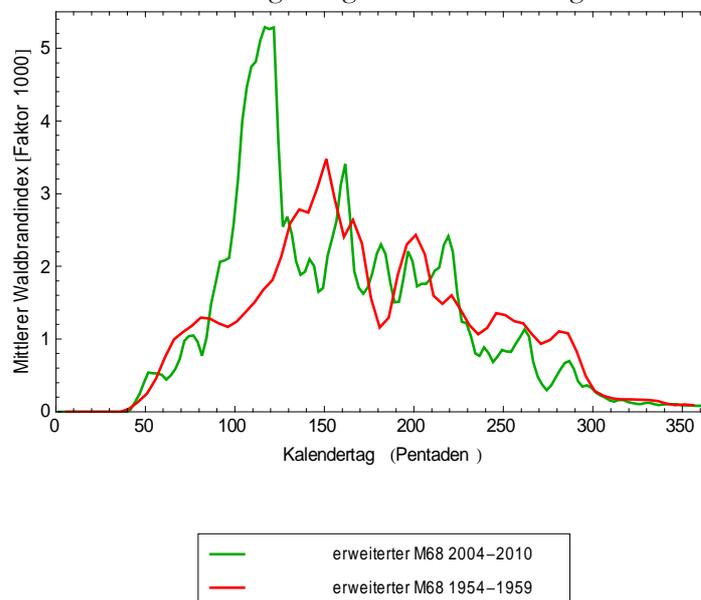


Abbildung 49: Veränderung der heutigen (2004-2010) Jahresdynamik des erweiterten M68 an der Klimastation Gardelegen im Vergleich zum Zeitraum 1954-1959

Der Vergleich der Waldbrandstatistik für das Waldgebiet West (Gardelegen, Colbitzer Heide, Salzwedel) zwischen den Jahren 1954-1959 und 2004-2010 zeigt, dass es auch bei den tatsächlich aufgetretenen Bränden statt eines Hauptmaximums der Waldbrandaktivität Ende Mai mit einem Nebenmaximum im Juni ge-

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

genwärtig zwei Hauptmaxima gibt, von denen das erste bereits Ende April und das zweite im Juli zu verzeichnen ist. Insgesamt ist die Waldbrandhäufigkeit im Vergleich zu den 50er Jahren leicht gesunken (Abb. 50).

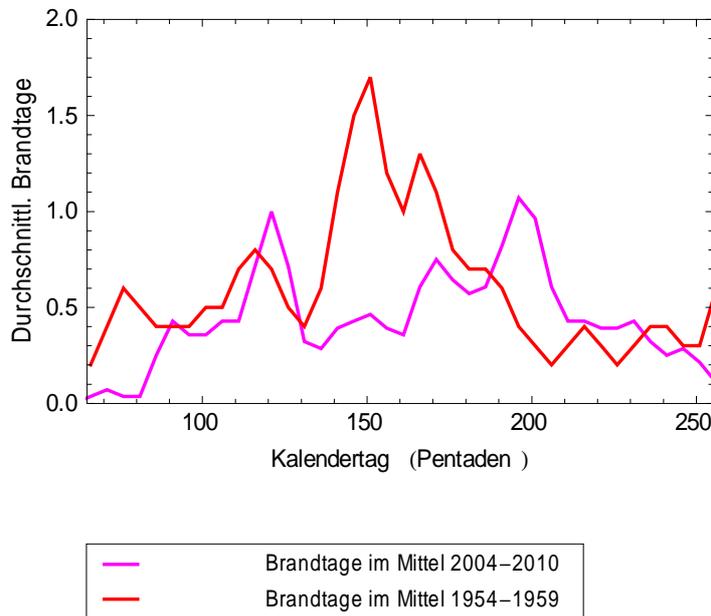


Abbildung 50: Vergleich der Jahresdynamik der tatsächlich aufgetretenen Brände 1954-1959 und 2004-2010

Im direkten Vergleich der heutigen Daten (2004-2010) aus erweitertem M68-Index (Klimastation Gardelegen) und Waldbrandstatistik für Sachsen-Anhalt sieht man einen teilweise parallelen Verlauf beider Größen: So tritt das erste Maximum der Waldbrandhäufigkeit zeitgleich mit dem Hauptmaximum des erweiterten M68-Index auf, der anschließende Abfall der Brandhäufigkeit beim 120. Kalendertag entspricht dem steilen Abfall des erweiterten M68-Index. Dieser steigt dann allerdings erst mit etwa 10 Tagen Verzögerung zur Brandhäufigkeit zum zweiten Maximum an – das darauf folgende Minimum beim 170. Kalendertag wird von Index und Brandhäufigkeit parallel widergespiegelt, woraufhin beide Größen wieder ansteigen. Das Maximum der Brandhäufigkeit im Spätsommer wird nicht so gut vom Index wiedergegeben wie der daran anschließende Abfall der Brandhäufigkeit, der wieder parallel erfolgt.

Ein Vergleich mit der Brandhäufigkeit in der Colbitzer und Letzlinger Heide zeigt diese Übereinstimmungen wesentlich undeutlicher, was sich auf die insgesamt geringe Brandhäufigkeit in diesem Gebiet zurückführen lässt, durch das Einzelergebnisse zu großes Gewicht bekommen (Abb. 51). Die Übereinstimmung zwischen Brandtagen und Waldbrandindex war damit (ähnlich wie 1954-1959) im Untersuchungszeitraum 2004-2010 im Frühjahr besser als im Spätsommer.

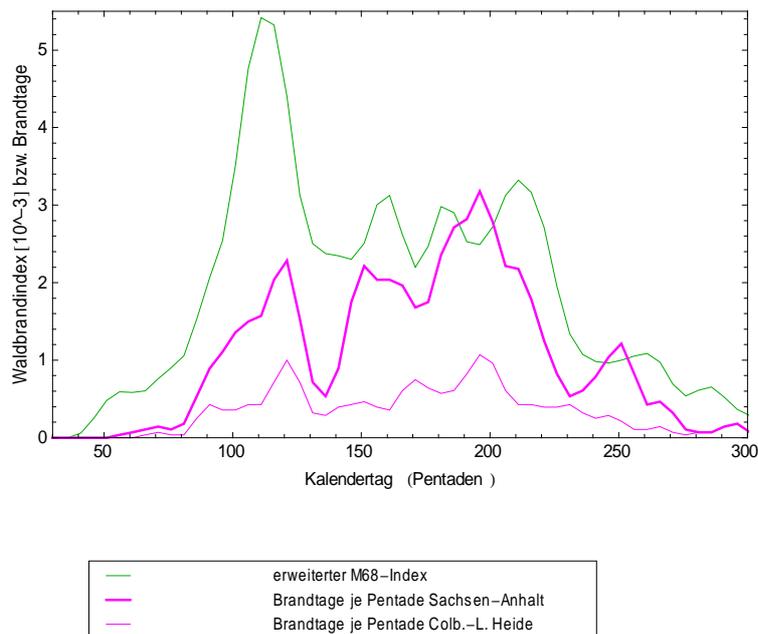


Abbildung 51: Vergleich der Jahresdynamik von erweitertem M68-Index (2004-2010) mit der Zahl der Brandtage in Sachsen-Anhalt bzw. in der Colbitz- und Letzlinger Heide

#### 2.5.2.6 Landesweite Anwendung des erweiterten M68-Index

Bei der landesweiten Anwendung der Waldbrandindices wurde auf die meteorologischen Daten von 19 DWD-Klimastationen in und um Sachsen-Anhalt zurückgegriffen, für die auch WETTREG2010-Klimaprojektionen vorliegen (Abb. 52). Dieses Kriterium trifft innerhalb Sachsen-Anhalts nur auf 7 Klimastationen zu, so dass die Entfernung zwischen den Klimastationen zum Teil recht groß ist.

Die räumliche Interpolation zwischen diesen Stützpunkten wurde mit dem Voronoi-Interpolationsverfahren durchgeführt. Dabei wird jedem Punkt ein gewichteter Mittelwert der Werte zugewiesen, die an seinen natürlicherweise benachbarten Stationen berechnet wurden (sog. natural neighbours). Im Rahmen dieser Untersuchung wurde auf eine nachträgliche Korrektur für die Geländehöhe verzichtet. Insbesondere bei starken Reliefunterschieden kommt das Interpolationsverfahren damit an seine Grenzen, wenn – etwa am Rand von Mittelgebirgen – relativ nah, aber höher und damit kühler gelegene Klimastationen großen Einfluss auf den Wert des umgebenden Tieflands haben.

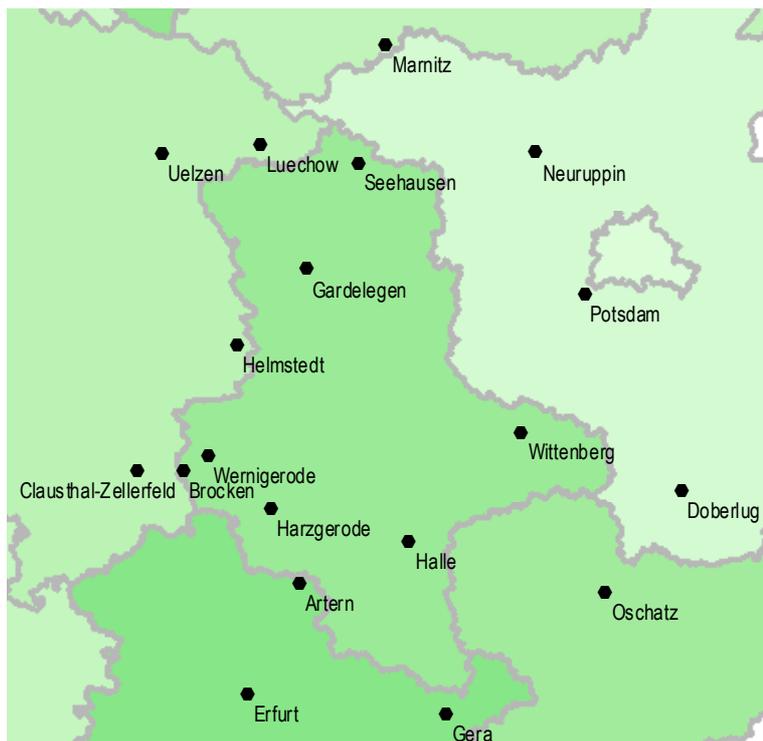


Abbildung 52: Lage der für die räumliche Interpolation der Waldbrandindices verwendeten Klimastationen

Um zunächst den Einfluss der WETTREG2010-Klimaprojektionen auf die Berechnungen mit dem erweiterten M68 zu überprüfen, wurden die darauf basierenden Berechnungen in der Periode 2004 – 2011 mit analogen Berechnungen auf Basis von meteorologischen Messungen des DWD verglichen (Abb. 53). Als Kriterium für die Erstellung von Risikokarten wurde dabei die schon bei KÄSE (1969) dargestellte Anzahl jährlicher Tage verwendet, an denen eine Waldbrandkennziffer über 4000 erreicht wird.

Die Abbildung zeigt einerseits, dass die Risikoberechnung auf Basis von WETTREG2010 das eigentlich zu erwartende Risiko eher unterschätzt. Da – mangels entsprechender Anhaltspunkte für den Zeitpunkt ihres Auftretens – in den WETTREG2010-Klimaprojektionen keine Extremszenarien erzeugt wurden, sind gerade die lange andauernden trockenen Perioden, auf die es bei einem kumulativen Waldbrandindex ankommt, möglicherweise unterrepräsentiert. Im Ergebnis zeigen die WETTREG2010-Simulationen mit dem erweiterten M68 für 2004 bis 2011 eine landesweit weitgehend gleichmäßige, aus heutiger Sicht eher geringe Waldbrandgefährdung an, die in etwa dem Niveau der Gefährdungslage in den 50er Jahren entspricht. Lediglich der Bereich um den Harz und die westliche und

südliche Landesgrenze unterscheiden sich dahingehend, dass hier ein noch geringeres Risiko angegeben wird.

#### Waldbrandkennziffern 2004 - 2011 nach Wettreg bzw. nach DWD-Messdaten

##### Jährliche Tage mit WBKZ > 4000

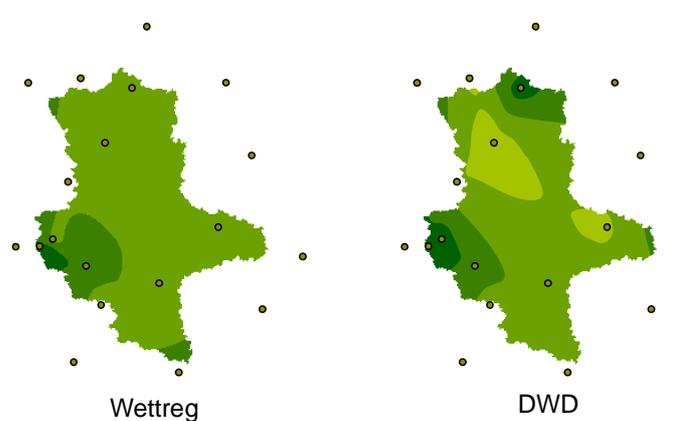
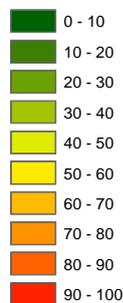


Abbildung 53: Vergleich der M68-Risikokarte 2004 – 2011 auf Grundlage der WETTREG2010-Simulationen mit einer entsprechenden Risikokarte auf Basis von DWD-Messdaten

Demgegenüber erkennt man an den Berechnungen auf Basis der gemessenen DWD-Daten, dass es durchaus verschiedene Waldbrandrisikoklassen im Land gibt, wobei die zentralen und nördlichen Tieflandbereiche (im eigentlich zentralen Bereich liegt leider keine Klimastation) schon im Betrachtungszeitraum 2004 – 2011 an über 30 Tagen einem hohen Waldbrandrisiko ausgesetzt waren. Ein verhältnismäßig geringes Waldbrandrisiko war demnach nicht nur im Harz, sondern auch im nördlichen Landesteil im Bereich der Elbniederung zu verzeichnen. Die Bedeutung jeder einzelnen der dünn gesäten Klimastationen für dieses Ergebnis wird am Verlauf der Isolinien im Bereich um Seehausen deutlich.

Die demnach eher unterschätzende, die Extreme nicht deutlich machende Simulation des Waldbrandrisikos für die drei Terzennien 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 mit dem erweiterten M68-Index ist in Abbildung 54 dargestellt: Während im ersten Terzennium schon im größten Teil des Landes ein Waldbrandrisiko entsteht, das über dem der gegenwärtig am stärksten gefährdeten Gebiete liegt (30-40 Tage WBKZ > 4000), steigert sich das Risiko ab 2041 für diesen Bereich schon auf 60 Tage und ab 2071 auf über 80 Tage. Verglichen mit dem moderaten Anstieg des Risikos zwischen 1954 und 2004 handelt es sich hierbei um eine bisher noch nicht da gewesene Steigerung des Waldbrandrisikos, die in der Tendenz alle Landesteile außer den Hochlagen des Harzes betrifft. Leichte Abweichungen betreffen auch in der WETTREG2010-basierten Simulation nur die Bereiche an der nördli-

chen, südlichen und westlichen Landesgrenze, wo das Risiko etwas verzögert ansteigt. Das höchste Waldbrandrisiko wird der Simulation nach bis zum Ende des Jahrhunderts im Bereich etwa östlich von Magdeburg im Bereich des Flämings auftreten (Klimastation Wittenberg).

Waldbrandkennziffer: 30-Jahres-Projektionen bis 2040, 2070 und 2100

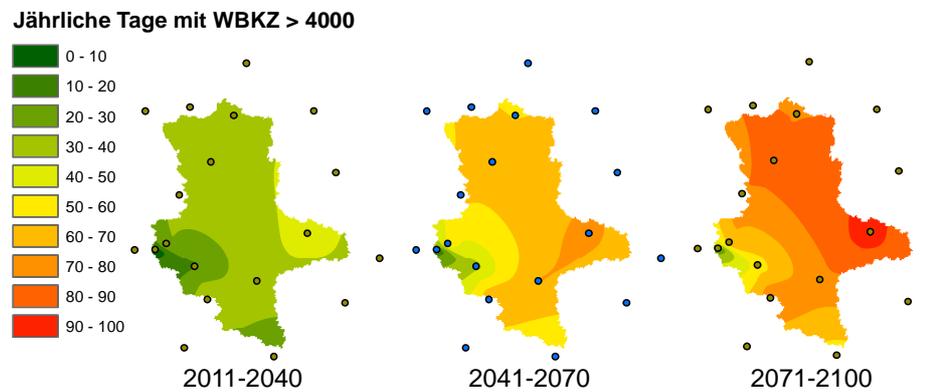


Abbildung 54: Entwicklung des Waldbrandrisikos nach Simulationen mit dem erweiterten M68-Index

### 2.5.3 Kanadischer Forest Fire Weather Index (FWI)

#### 2.5.3.1 Eignungsprüfung des FWI für die Verhältnisse in Norddeutschland

Der kanadische Waldbrandindex FWI wurde in Sachsen-Anhalt bisher nicht von der Forstverwaltung verwendet und wurde daher zunächst auf seine grundsätzliche Eignung für die lokalen Bedingungen geprüft. Anders als der M68-Index versucht der FWI die Materialfeuchte von Streu, Humus und oberster Bodenschicht aus den Klimadaten abzuleiten. Da hierbei jeweils von der Materialfeuchte des Vortags ausgegangen wird, ist der FWI – wie der M68-Index - kumulativ und er benötigt als Eingangsdaten ebenfalls Terminwerte (MESZ: 13 Uhr-Werte) von meteorologischen Messparametern (Lufttemperatur, Niederschlag über 24 Stunden, rel. Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit) die analog zum Verfahren beim erweiterten M68-Index aus zeitlich weniger hoch aufgelösten Klimadaten abgeleitet werden müssen.

Drei Materialfeuchten werden als Ausgabegrößen zur Verfügung gestellt: Der „Fine Fuel Moisture Code“ (FFMC) enthält die Berechnung der Zündanfälligkeit der Streu anhand der geschätzten Streufeuchte in den oberen 2-4 Lagen Laub- oder Nadelstreu, der „Duff Moisture Code“ (DMC) die Berechnung der nur leicht

komprimierten oberen Humusschicht ( $O_F$  und  $O_H$ -Lage) und der „Drought Code“ (DC) die Berechnung der komprimierten Humusschicht, entsprechend etwa dem Ah-Horizont. Dabei werden unterschiedliche Gleichgewichtsfeuchten für Austrocknung und Befeuchtung des Materials verwendet, die über ein Maßzahlssystem in die Berechnung des eigentlichen Indexes einfließen. Entscheidend für das Brandrisiko sind außer den Klimabedingungen um 13 Uhr die kombinierten Effekte der verschiedenen Materialfeuchten und ihrer zeitlichen Persistenz. Während die Streu eine besondere Bedeutung für die Zündanfälligkeit hat, wirken sich die Feuchten in den tieferen Humusschichten vor allem auf die Entstehungswahrscheinlichkeit eines Feuers nach der erfolgten Zündung und die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Feuers aus. Ein Nebeneffekt dieses Ansatzes ist, dass Duff Moisture Code und Drought Code zeitlich verzögert auf Wetterveränderungen reagieren.

Voruntersuchungen zeigten, dass die verwendete Parametrisierung des FWI die unterschiedliche Dynamik von Streufeuchte und Humusfeuchte plausibel wieder gibt: So ändert sich die auf die Materialfeuchte der Streu (FFMC) zurückzuführende Brandanfälligkeit mit viel größerer Amplitude als beim Humus (DMC). Die auf die Feuchte der komprimierten Humusschicht zurückzuführende Entstehungswahrscheinlichkeit eines Feuers war dagegen im frühen Frühjahr noch relativ gering und baute sich danach bis zum Sommer schnell und mehr oder weniger stetig auf. Beide Tendenzen entsprechen den Erwartungen.

Zur weiteren Überprüfung des FWI wurde abgeschätzt, in wie weit die mit dem FWI berechneten Materialfeuchten die tatsächlich gemessene Veränderung der Bodenfeuchten z.B. auf sandigen Böden widerspiegeln. Da Bodenfeuchtemessungen häufig lückenhaft sind, konnte diese Überprüfung am besten dort durchgeführt werden, wo die Messungen durch begleitende Wasserhaushaltsmodellierungen ergänzt worden sind. Solche Daten liegen für die Intensivmonitoringfläche Lüss vor, einem Buchen-Eichen-Mischbestand auf Sandschluff in der südlichen Lüneburger Heide (Abb. 55).

Die Simulationen wurden mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (FEDERER 1995, HAMMEL & KENNEL 2001) durchgeführt und beziehen sich auf eine Bodentiefe von 3 cm. Die verwendeten Klimadaten stammen von der DWD-Station Unterlüss.

Der Vergleich von gemessener bzw. mit LWF-Brook90 simulierter Humusfeuchte mit dem Duff Moisture Code zeigt, dass der Duff Moisture Code generell eine ähnliche Jahresdynamik wiedergibt wie die Wasserhaushaltsberechnung. Nur im Frühjahr zeigt er einen abweichenden Verlauf und nimmt hier die höchste Brandentstehungswahrscheinlichkeit an. Aus Sicht des Modellansatzes ist das überraschend, da gerade der Duff Moisture Code die an sich dämpfende Wirkung der Bodenfeuchte auf die Brandentstehung repräsentieren sollte. Von dieser Ausnahme abgesehen erscheinen die Abschätzungen plausibel.

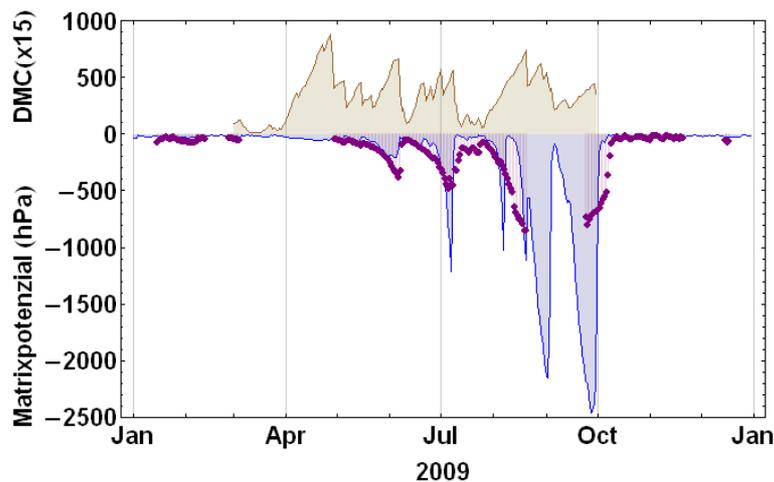


Abbildung 55: Entwicklung der Humusfeuchte im Jahr 2009 nach Messungen des Matrixpotenzials in 15 cm Tiefe (rote Punkte). Simulationen mit LWF-Brook90 für 3 cm Tiefe (bellblau) und relative Abschätzung mit dem FWI Duff Moisture Code (braun).

Die eigentliche Zündanfälligkeit wird innerhalb der drei vom FWI geschätzten Materialfeuchten vom Fine Fuel Moisture Code (FFMC) wiedergegeben. Da dieser ungedämpft auf die Klimaparameter reagiert und damit auch von der geschilderten Unterschätzung der Bodenfeuchte im Frühjahr unberührt ist, erscheint er als am besten geeignet für den Vergleich mit dem M68-Index.

### 2.5.3.2 Landesweite Anwendung des FWI

Der FWI wurde analog zum erweiterten M68-Index für die 19 Klimastationen berechnet und der FFMC für die Landesfläche interpoliert. Für die Risikokarten wurde die Überschreitung eines FFMC von 92 als starkes Risiko betrachtet – dies entspricht einem Wassergehalt der Streu von 9% und führt zu einer der M68-Schwelle von WBKZ = 4000 vergleichbaren Anzahl von Tagen mit erhöhtem Risiko.

Wie beim erweiterten M68-Index wurde zunächst der Einfluss der WETTREG2010-Klimaprojektionen durch Vergleich mit den DWD-Messwerten für die Zeitspanne 2004 – 2011 untersucht (Abb. 56).

Der Vergleich beider Risikokarten zeigt, dass in der WETTREG2010-gestützten Berechnung des FFMC eine in der Fläche etwas geringere Variabilität der Risikoklassen resultiert und dass das Waldbrandrisiko dabei generell geringer eingestuft wird als bei Verwendung von DWD-Messdaten. Die Zonierung der Landesfläche in verschiedene Risikoklassen ist dagegen grundsätzlich ähnlich, mit einem stärker gefährdeten Bereich im Nordosten und Osten Sachsen-Anhalts, einem weniger gefährdeten Bereich im Harz und einer Zone mittlerer Gefährdung

dazwischen. Auch im Vergleich mit dem erweiterten M68-Index erkennt man eine im Grundsatz ähnliche Zonierung, die jedoch beim M68 insbesondere bei den WETTREG2010-basierten Berechnungen weniger stark abgestuft ist. Hinsichtlich der Einstufung des Risikos führt der FWI zu etwas höheren Gefährdungen als der erweiterte M68-Index.

#### Fine Fuel Moisture Code 2004 - 2011 nach Wettreg bzw. nach DWD-Daten

##### Jährliche Tage mit FFMC > 92

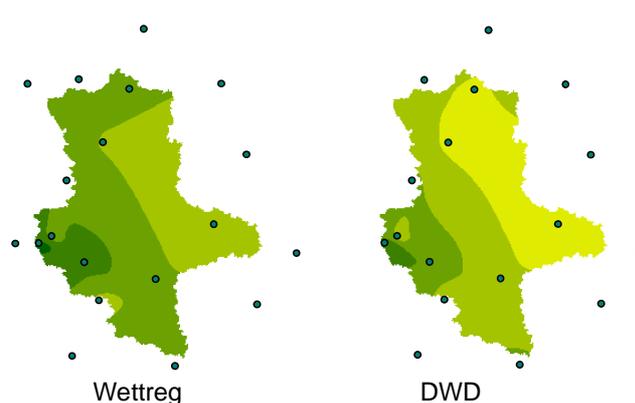
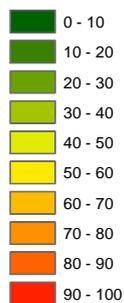


Abbildung 56: Vergleich der Risikokarte für die FWI-Streuzeüandanfälligkeit (FFMC) auf Grundlage der Wettreg2010-Simulationen für 2004 bis 2011 mit einer entsprechenden Risikokarte auf Basis von DWD-Messdaten

Für die Beurteilung des in der Zukunft zu erwartenden Risikos auf Basis der FWI-Berechnungen standen wie beim M68-Index nur die WETTREG2010-Klimaprojektionen zur Verfügung, die naturgemäß das Auftreten von lang anhaltenden Trockenperioden etwas unterschätzen dürften. Wie beim Zeitraum 2004 bis 2011 wurde auch in den darauf folgenden 90 Jahren die Überschreitung eines FFMC von 92 als kritisch gewertet (Abb. 57).

Schon in den kommenden 30 Jahren steigt demnach die Zahl der Tage mit erhöhtem Waldbrandrisiko um durchschnittlich etwa 20 Tage im Vergleich zu heute (2004 – 2011). Auf Basis des etwas höheren Ausgangsniveaus kommen beim FWI dadurch etwas höhere Werte zustande als beim erweiterten M68-Index. Im Zeitraum 2011-2040 bleibt die Zonierung der Landesfläche in Risikoklassen in etwa erhalten.

## Fine Fuel Moisture Code: 30-Jahres-Projektionen bis 2040, 2070 und 2100

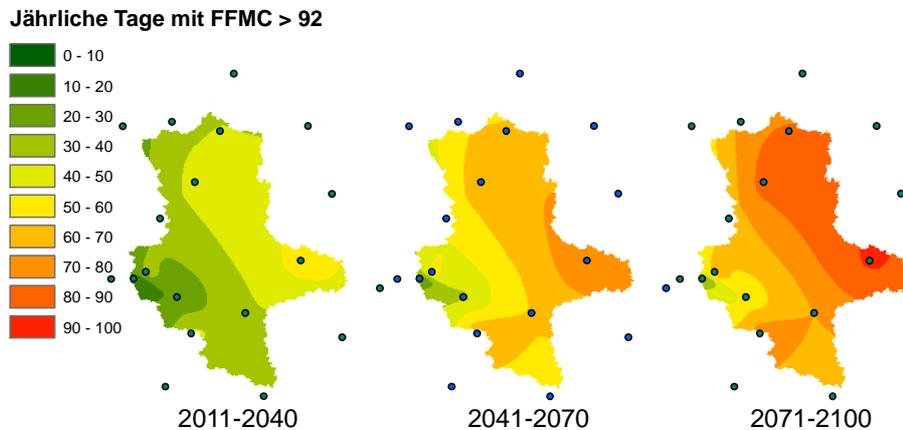


Abbildung 57: Zukünftige Entwicklung des Waldbrandrisikos nach Simulationen mit dem FWI

Im zweiten und dritten Terzennium steigt die Zahl kritischer Tage wiederum um jeweils etwa 20 Tage, so dass zur Jahrhundertwende bis zu 100 Tage mit erhöhter Waldbrandgefahr erwartet werden. Verglichen mit dem jetzigen Zustand (bis zu 40 Tage) bedeutet dies eine Erhöhung des Risikos auf mindestens das 2,5-fache. Die Überschreitung des Schwellwerts von 92 kann dabei bis zum Maximalwert erfolgen, der einem Wassergehalt der Streu von 0% entspricht. Im Unterschied zum ersten Terzennium erhöht sich das Risiko in den letzten 60 Jahren des Gesamtzeitraums besonders stark im Bereich Halle / Querfurter Platte, der in den früheren Zeiträumen noch in die Zone mittleren Risikos gehörte. Dieselbe Tendenz war auch bei den Berechnungen mit dem erweiterten M68-Index zu beobachten.

Die FWI-Berechnung bestätigt die Risikoklassifizierung mit dem erweiterten M68-Index weitgehend, denn die beiden Waldbrandindices stimmen hinsichtlich des Ausmaßes der Gefährdungssteigerung und der grundsätzlichen Zonierung des Landes in Risikoklassen gut überein.

## 2.6 Buchdruckerbefallsrisiko bei Fichte

Der Klimawandel wird auf vielen Standorten zu periodischem Wassermangel und damit zu einer physiologischen Schwächung der Waldbäume führen. Dies wird bei der Fichte die Gefährdung durch Borkenkäfer wesentlich erhöhen. Zudem werden die steigenden Wärmesummen in der Vegetationszeit einen Anstieg der mittleren Generationenzahl der Borkenkäfer pro Jahr bzw. einen exponentiellen Anstieg der Populationen bewirken (WERMELINGER & SEIFERT 1998, BAIER et al. 2007). Zur

Beurteilung des Befallsrisikos der Fichte durch Borkenkäfer wurde ein statistisches Modell, das auf der Grundlage von Hiebsauswertungen im niedersächsischen Bergland parametrisiert wurde, auf den Sachsen-Anhalter Teil des Harzes übertragen. Bei dem Modell handelt es sich um eine weiter entwickelte Variante eines bisher nur für den niedersächsischen Harz parametrisierten Modells (OVERBECK & SCHMIDT 2011).

### 2.6.1 Datenbasis

Die mittelfristige Prognose der Risikostruktur erfolgt auf der Grundlage des Szenarios eines „naturnahen Waldbaus“ der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“ (RÜTHER et al. 2008, s. Kapitel 2.4). Da der verwendete Modellansatz ein Bestandesmodell ist, wurden aus den simulierten Einzelbaumdaten lediglich das mittlere Alter, das Mischungsprozent der Fichte bezogen auf die Schirmfläche sowie als Zielgrößen der Vorrat und die Schirmfläche abgeleitet (Tab. 15). Zur Herleitung dieser Bestandeswerte wurden nur die Bäume des Hauptbestandes verwendet. Insgesamt gingen 135 Traktecken im begeharen Wald (Holzboden) in die Auswertung ein, die zumindest zu einem Simulationszeitpunkt eine Derbholzbestockung von Fichte aufweisen.

Als weitere Prädiktoren wurden die nutzbare Feldkapazität (nFK) anhand der vorläufigen Bodenkarte (VBK50 im Maßstab 1:50.000) für eine Durchwurzelungstiefe von 100 cm (s. Kapitel 2.1) sowie der Mittelwert der Topexwerte auf den Expositionen S, SW, SO bei einer Grenzdistanz von 150 m berechnet (Tab. 15). Der Topexwert ist der Wert der 10x10 m Rasterzelle, in der der Mittelpunkt des jeweiligen Stichprobenpunktes liegt (s. Kapitel 2.4). Die Berechnung der Topexwerte erfolgte auf der Grundlage eines digitalen Geländemodells mit 10 m Auflösung. Für die mittelfristige Simulation wurde die mittlere Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte für den Zeitraum 2011-2040 als weiterer Prädiktor verwendet. Grundlage für die Bilanzierung der Temperatursumme ist die Variante 6 der regionalisierten Klimaprojektionen des regionalen Klimamodells WETTREG2010 auf der Grundlage des Klimaszenarios A1B (s. Kapitel 2.1.1).

Zur Abschätzung des langfristigen potentiellen Befallsrisikos, wurden an allen 249 BWI- und BZE-Punkten im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unabhängig von der aktuellen Bestockung neun verschiedene Modellbestände als Kombinationen aus drei verschiedenen Altern (100, 80, 60 Jahre) und drei unterschiedlichen Mischungsprozenten der Fichte (100, 60, 33 %) etabliert. Die 249 Stichprobenpunkte schließen auch den nicht begeharen Wald, Lücken und Nichtholzboden mit ein. Gleichzeitig wurden die mittleren Temperatursummen in der Vegetationszeit der Fichte für die Zeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 für die Projektionen verwendet. Grundlage der Bilanzierung ist erneut die Variante 6 der regionalisierten Klimaprojektionen des regionalen Klimamodells WETTREG2010 auf der Grundlage des Klimaszenarios A1B (Tab. 16). Wie in der mittelfristigen

Prognose gehen zusätzlich die zeitunveränderlichen Prädiktoren nFK und Topex in die Modellprognose ein (Tab. 16).

Tabella 15: Verteilungen der Prädiktorvariablen an 135 BWI-Traktecken zu verschiedenen Zeitpunkten der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“ (RÜTHER et al. 2008), die für die mittelfristige Prognose des 10-jährigen Befallsrisikos der Fichte durch den Buchdrucker genutzt wurden

	Quantile										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
Bestandesalter 2007	29	41	44	47	53	64	74	83	89	104	158
Bestandesalter 2012	33	44	47	49	56	60	78	85	90	103	163
Bestandesalter 2017	38	46	51	54	60	64	82	88	94	102	168
Bestandesalter 2022	37	48	55	58	62	68	81	90	99	105	173
Bestandesalter 2027	41	52	59	63	65	72	85	94	104	110	178
Bestandesalter 2032	41	54	64	67	69	76	86	99	109	115	183
Bestandesalter 2037	46	54	64	71	74	81	91	104	114	120	188
Mischungsprozent 2007 [%]	9	61	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2012 [%]	5	55	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2017 [%]	4	60	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2022 [%]	9	55	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2027 [%]	9	47	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2032 [%]	4	43	95	100	100	100	100	100	100	100	100
Mischungsprozent 2037 [%]	2	48	85	100	100	100	100	100	100	100	100
nFK [mm]	103	121	128	134	154	160	168	172	173	173	192
Topex [°]	-7	-2	-1	0	2	3	5	6	8	11	29
Temperatursumme in VZ 2011_2040 [Tagesgrade]	855	1773	1971	2066	2090	2138	2174	2193	2209	2248	2388

Tabelle 16: Verteilungen von Standortvariablen an 249 BWT-Traktecken, die für langfristige Prognose des 10-jährigen Befallsrisikos der Fichte durch den Buchdrucker genutzt wurden.

	Quantile										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
Temperatursumme in VZ. 2011_2040 [Tagesgrade]	826	1912	2068	2097	2154	2187	2205	2232	2262	2329	2429
Temperatursumme in VZ. 2041_2070 [Tagesgrade]	1353	2220	2346	2379	2418	2448	2462	2483	2512	2569	2698
Temperatursumme in VZ. 2071_2100 [Tagesgrade]	1745	2461	2582	2615	2647	2662	2677	2692	2715	2765	2857
nFK [mm]	103	126	128	134	149	159	167	172	173	173	200
Topex [°]	-16	-2	0	1	2	4	5	7	10	13	38

### 2.6.2 Statistisches Modell zum Buchdruckerbefallsrisiko

Als Modelltyp zum Buchdruckerbefallsrisiko wird ein verallgemeinertes additives gemischtes logistisches Regressionsmodell verwendet. Das Modell quantifiziert das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte in Abhängigkeit des Bestandesalters, des Fichtenmischungsanteils, der Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte, der nutzbaren Feldkapazität (nFK) und der Südexponiertheit auf Bestandesebene (Gl. 17). Zusätzlich wurde eine kategorische Variable integriert, die die Zugehörigkeit zum Harz bzw. zum übrigen niedersächsischen Bergland definiert. Treten mehrere Standortseinheiten innerhalb eines Bestandes auf, wurde der flächengewichtete Mittelwert der nFK verwendet. Der Topex wurde als Mittelwert aller 12,5 x 12,5 m Rasterzellen (Auflösung des niedersächsischen DGMS) berechnet, deren Mittelpunkt innerhalb der Bestandesgeometrie liegt.

$$g(\pi_{ij}) = \beta_0 + f_1(\text{Alter}_{ij}) + f_2(\text{Misch}_{ij}) + f_3(\text{Tempsum}_{ij}) + f_4(\text{nFK}_{ij}) + f_5(\text{Topex}_{ij}) + \text{Region} + Z_j b_j \quad [17]$$

wobei  $\pi_{ij} = E(y_{ij})$  mit  $y_{ij} \sim \text{binomial}(1, \pi_{ij})$  und  $b_j \sim N(0, \sigma^2)$  and  $j = 1, \dots, 46$ .

mit:

$g$	Verknüpfungsfunktion (Logistische Funktion)
$\pi_{ij}$	Erwartungswert $E(y_{ij})$ der Wahrscheinlichkeit eines Borkenkäferbefalls in Bestand $i$ in Revier $j$ innerhalb von 10 Jahren.
$f_1, f_2, f_3, f_4, f_5$	Eindimensionale glättende Funktionen (penalisierte 'thin plate' Regressionsplines).

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

$Alter_{ij}$	Alter [J] von Bestand $i$ in Revier $j$ .
$Misch_{ij}$	Mischungsprozent der Fichte [%] in Bestand $i$ in Revier $j$ .
$Tempsum_{ij}$	Mittlere Temperatursumme [Tagesgrade] innerhalb der Vegetationsperiode der Fichte im Zeitraum 1981 - 2010 von Bestand $i$ in Revier $j$ .
$nFK_{ij}$	Nutzbare Feldkapazität [mm] von Bestand $i$ Revier $j$ .
$Topex_{ij}$	Mittelwert der Topexwerte auf den Expositionen S, SW, SO [°] von Bestand $i$ Revier $j$ .
$Region_{ij}$	Kategorische Variable zur Definition der Zugehörigkeit zum niedersächsischen Harz bzw. zum übrigen niedersächsischen Bergland von Bestand $i$ in Revier $j$ .
$Z_j$	Eine Zeile in einer Modellmatrix die Dummy-Variablen zur Kodierung von Zufallseffekten für Revier $j$ enthält, mit $j = 1, \dots, 46$ .
$b_j$	Ein Vektor von Zufallseffekten mit unbekannter positiv-definiter Kovarianzmatrix $\psi$ mit $b_j \sim N(0, \psi)$ , wobei unterstellt wird, dass die Zufallseffekte unabhängig und identisch normalverteilt sind.

Bei den meisten biotischen Schadrissen ist mit einer deutlichen Überprägung durch die forstliche Bewirtschaftung zu rechnen. Allerdings liegen im Allgemeinen keine Informationen über potentielle Einflussgrößen wie unterschiedliche Aufarbeitungszöpfe, die Erschließungsdichte und die Intensität von Forstschutzmaßnahmen vor. In dem verwendeten Regressionsmodell wird versucht, diese Effekte über Zufallseffekte auf der Ebene des Reviers zu quantifizieren. Dieser Vorgehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass der direkte menschliche Einfluss im Bereich der ‚sauberen Forstwirtschaft‘ eng mit der Revierzugehörigkeit korreliert ist. Über die Zufallseffekte lassen sich diese Abweichung von einem ‚Populationsmittel‘ quantifizieren und die Effekte unbekannter ‚Störvariablen‘ können weitestgehend ausgeschaltet werden, ohne dass eine Kausalität wie bei den festen Effekten abgebildet wird. Für möglichst realistische Einschätzungen des aktuellen Risikos sollten die Zufallseffekte bei der Prognose berücksichtigt werden. Für Prognosen im Bereich der strategischen Planung sollte der direkte menschliche Einfluss unterdrückt bzw. nur die festen Modelleffekte der Bestandes- und Standortparameter abgebildet werden. In der vorliegenden Untersuchung erfolgt unter regionalem Aspekt eine Modellanwendung im Extrapolationsbereich. Somit können die Zufallseffekte niedersächsischer Reviere in keinem Fall berücksichtigt werden, was allerdings unter den strategischen Aspekten der Analyse auch nicht sinnvoll wäre.

Abschließend werden die festen Effekte der kausalen Variablen auf der Ebene des linearen Prädiktors dargestellt, da das Modell aufgrund der erweiterten Datenbasis im Vergleich zur bisher veröffentlichten Version eine erhöhte Sensitivität vor allem gegenüber der Temperatursumme aufweist (OVERBECK & SCHMIDT 2011).

Bei der Interpretation der Effekte ist zu beachten, dass nur eine qualitative Aussage bezüglich des resultierenden Risikos zulässig ist, da der lineare Prädiktor erst mit Hilfe der inversen Verknüpfungsfunktion zurück transformiert werden muss.

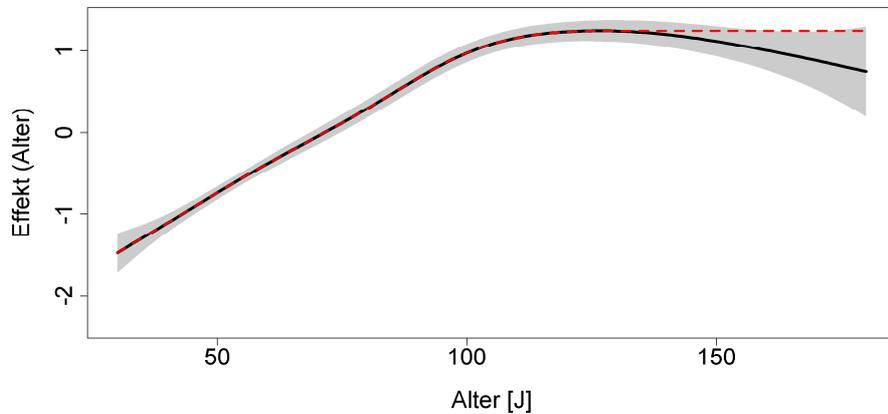


Abbildung 58: Modelleffekt des Bestandesalters auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). Der originale Effekt ist durch die schwarze Linie und eine zugehörige Approximation, die ein Absinken des Risikos mit steigendem Alter verhindert, durch die rote gestrichelte Linie dargestellt.

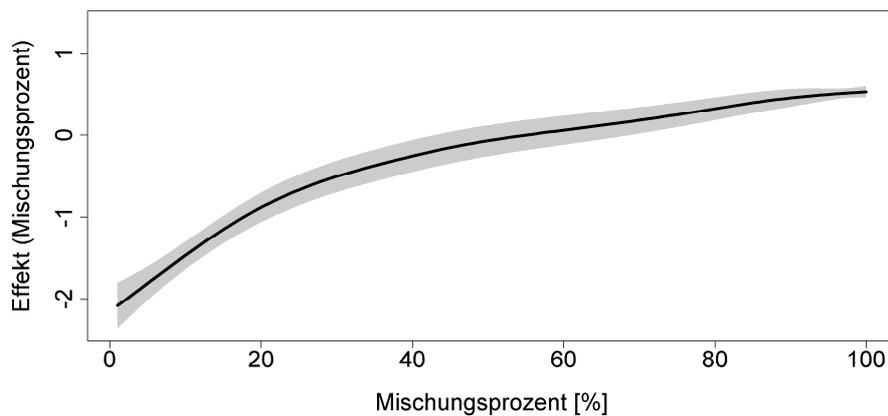


Abbildung 59: Modelleffekt des Mischungsprozentes der Fichte auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band)

Ab einem Bestandesalter von ca. 35 Jahren bis zu ca. 110 Jahren ist ein annähernd linear ansteigender Effekt zu beobachten (Abb. 58). Ab ca. 110 Jahren ist ein erst konstanter und dann leicht absinkender Effekt zu beobachten, der allerdings kaum signifikant ist (graues Band des Prognoseintervalls). Aus Expertensicht wur-

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

de angenommen, dass das Risiko mit steigendem Alter nicht sinkt, was bei der Modellanwendung durch eine Approximation des originalen Effektes erreicht wird, die ab einem Alter von 127 Jahren einen konstanten Wert unterstellt (rot gestrichelte Linie). Unter Anwendung des approximierten Effektes resultiert somit bei sonst konstanten Einflussfaktoren bis zum Alter von 127 Jahren ein monoton steigendes und anschließend konstantes Befallsrisiko.

Der Effekt des Mischungsprozentes der Fichte verläuft mit steigendem Mischungsprozent monoton steigend, wobei der Gradient der Zunahme mit steigendem Mischungsprozent abnimmt (Abb. 59). Somit resultiert bei sonst konstanten Einflussfaktoren ein monoton steigendes Befallsrisiko mit steigendem Mischungsprozent der Fichte.

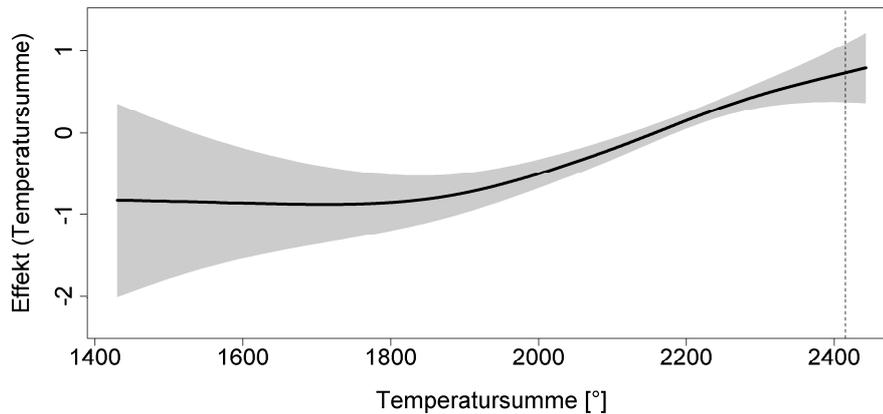


Abbildung 60: Modelleffekt der Temperatursumme in der Vegetationszeit auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band)

Der Effekt der Temperatursumme ist über den gesamten Wertebereich monoton steigend, wobei er bis zu einem Wert von ca. 1850 annähernd konstant auf niedrigem Niveau verläuft (Abb. 60). Ab diesem Wert verläuft der Effekt annähernd linear steigend bis sich ab einem Wert von ca. 2250 ein degressiv nachlassendes Ansteigen andeutet. Die senkrechte gestrichelte Linie markiert den Maximalwert (2429, Tab. 16), der im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes für die Periode 2011-2040 projiziert wurde, so dass es bei Prognosen für die Periode 2011-2040 nicht zu Extrapolationen kommt. Dagegen erfolgen die langfristigen Prognosen für die Periode 2041-2070 für etwa 50% und für die Periode 2071-2100 für etwa 90% der Stichprobenpunkte (Tab. 16) bezüglich der Temperatursumme im Extrapolationsbereich. Für Prognosen im Extrapolationsbereich erfolgte hier eine lineare Extrapolation des Modelleffektes.

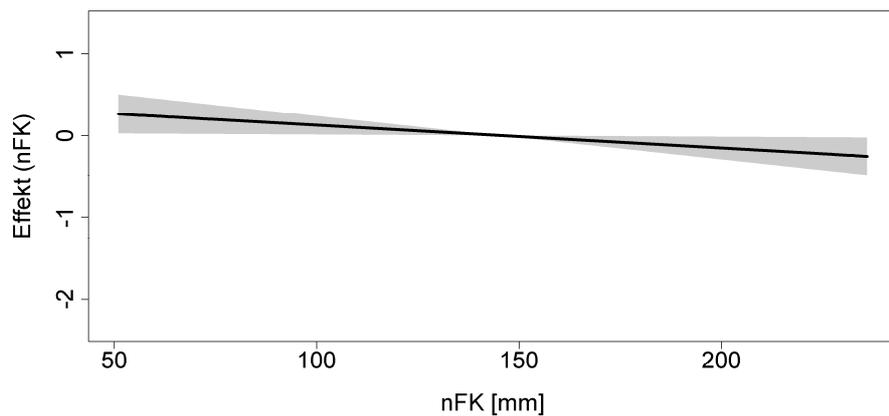


Abbildung 61: Modelleffekt der nutzbaren Feldkapazität (nFK) auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band)

Der Modelleffekt der nFK ist über den gesamten Wertebereich annähernd linear abfallend, wobei die Amplitude des Effektes im Vergleich zu den Effekten des Alters, des Mischungsprozentes und der Temperatursumme deutlich geringer ist (Abb. 61).

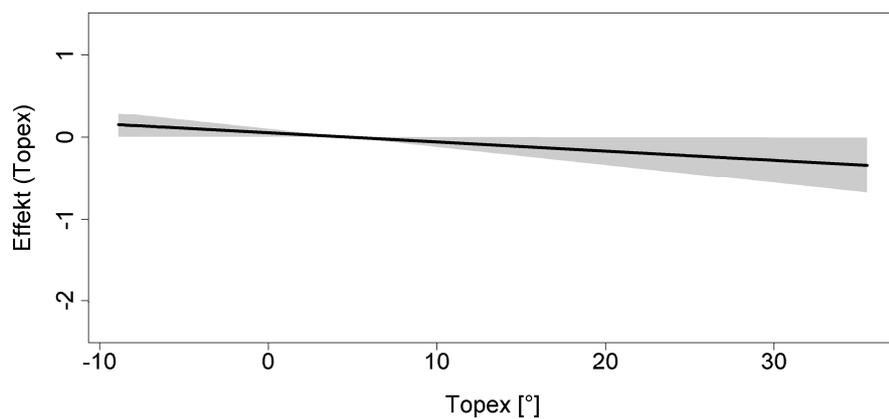


Abbildung 62: Modelleffekt des Topex zur Erfassung der Südexponiertheit auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band)

Der Modelleffekt des Topex zur Erfassung der Südexponiertheit ist über den gesamten Wertebereich annähernd linear abfallend, wobei die Amplitude des Effektes im Vergleich zu den Effekten des Alters, des Mischungsprozentes und der Temperatursumme deutlich geringer ist (Abb. 62).

### 2.6.3 Ergebnisse des Buchdruckerbefallsrisikos

Auf der Basis des Modells wurde sowohl für die realitätsnahen Bestände der mittelfristigen Szenariosimulation der Clusterstudie als auch für die fiktiven Modellbestände in der langfristigen Betrachtung ein Befallsrisiko geschätzt. Anschließend erfolgte in der mittelfristigen Prognose eine Aggregation der zugehörigen Bestandesvolumina und -schirmflächen des Fichtenhauptbestandes zu Gesamtvorräten und -flächen unter Berücksichtigung des Repräsentationsfaktors und stratifiziert nach 10 Risikostufen. Die Risikostufen teilen das Intervall  $[0,1]$  in 10 gleich breite Bereiche ein, wobei der Wert 1 einer 100%-igen Schadwahrscheinlichkeit entspricht, während beim Wert 0 überhaupt kein Schaden zu erwarten wäre. Dabei wird deutlich, dass sich die Schirmflächen- und Vorratsverteilungen von 2007 bis 2037 zu höheren Risikostufen hin verlagern. Da sich in der mittelfristigen Simulation nur das Bestandesalter und das Mischungsprozent über der Zeit verändern, kommen auch nur diese Variablen als Ursache für die Veränderung der Risikostruktur in Frage. Weil sich die Verteilung des Mischungsprozentes aber nur sehr geringfügig und tendenziell zu geringeren Mischungsanteilen hin verändert (Tab. 15), resultiert die Veränderung der Risikostruktur fast vollständig aus der Verlagerung der Altersverteilung hin zu höheren Altern.

Für die fiktiven Bestände, die in der langfristigen Prognose verwendet werden um die simultan wirkenden Effekte der sich verändernden Temperatursumme, des Bestandesalters sowie des Mischungsanteils abzubilden, werden lediglich Schirmflächenverteilungen dargestellt (Abb. 63 bis 65). Die Schirmflächen resultieren aus dem Repräsentationsfaktor der Stichprobenpunkte und dem jeweilig unterstellten Fichtenmischungsprozent des Modellbestandes. Die repräsentierten Schirmflächen der einzelnen Stichprobenpunkte werden entsprechend ihres spezifischen Befallsrisikos nach 10 Risikostufen stratifiziert. Eine Prognose für Vorratsverteilungen ist nicht möglich, da diese eine vollständige Waldwachstumssimulation bis zum Jahr 2010 voraussetzen würden. Die zeitunveränderlichen Prädiktoren nFK und Südtopex gehen auch für die langfristige Prognose mit ihren punkt-spezifischen konstanten Werten in die Prognose ein.

Anhand der Betrachtung der Zeitreihen für ein jeweils konstantes Mischungsverhältnis und Alter wird die starke Verschiebung hin zu höheren Risikostufen deutlich (jeweils zeilenweise Betrachtung in Abb. 63 bis 66). Allerdings variiert das jeweilige Risikoniveau deutlich und nimmt mit sinkendem Alter und Mischungsprozent stark ab. Damit stehen über eine allgemeine ‚saubere Waldwirtschaft‘ hinaus strategische Maßnahmen bei der Wahl des Waldentwicklungstyps und des Produktionszeitraumes zur Verfügung, um das Befallsrisiko zu senken. Allerdings führt eine Reduktion des Mischungsprozentes auch immer zu einem Verlust der Fichtengesamtfläche, sodass die Wahl des Waldentwicklungstyps und auch des Produktionszeitraumes unter Berücksichtigung des Standortes optimiert werden sollte. Letztlich muss das Fichtenmischungsprozent und der Produktionszeitraum umso niedriger gewählt werden, je höher die prognostizierte Temperatursumme

eines Standortes ist. Weitere nachrangige Modifikationen resultieren aus den konstanten Effekten der nFK und des Südtopex. So könnten auf nördlich exponierten Standorten und Standorten mit einer hohen nFK höhere Mischungsprozente geplant werden.

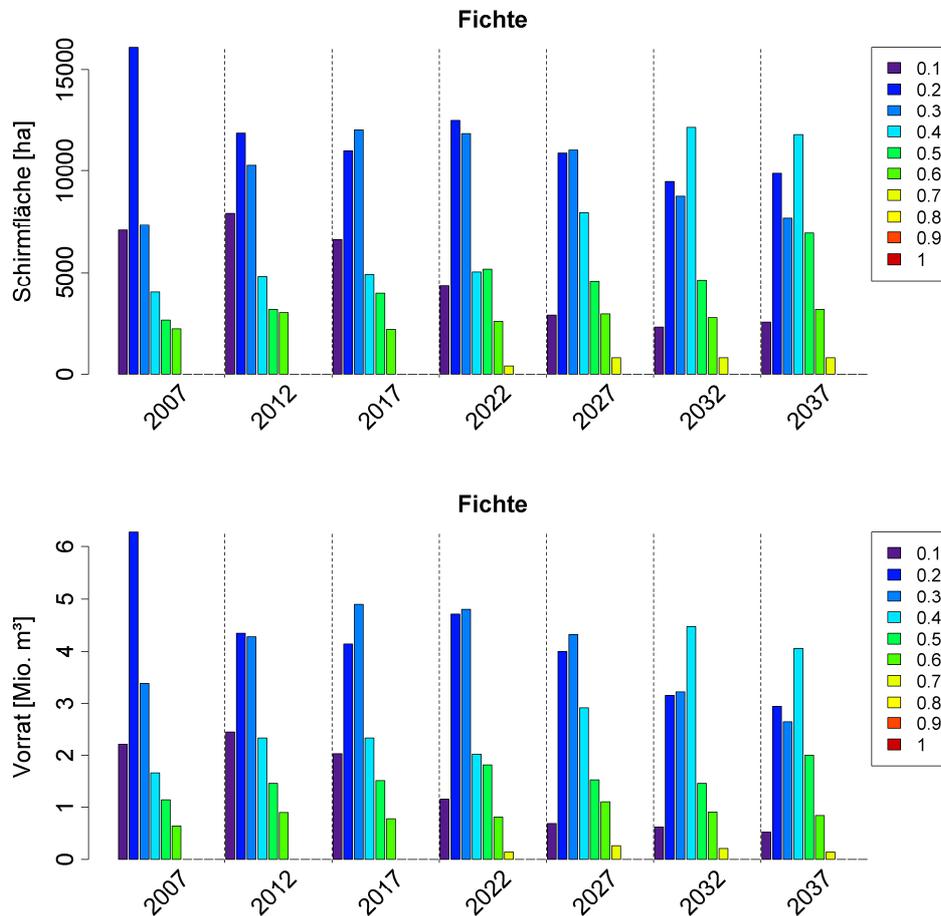


Abbildung 63: Verteilungen der Schirmfläche und des Vorrates der Fichte über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten auf der Grundlage des Szenarios eines „naturnahen Waldbaus“ der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“ im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes

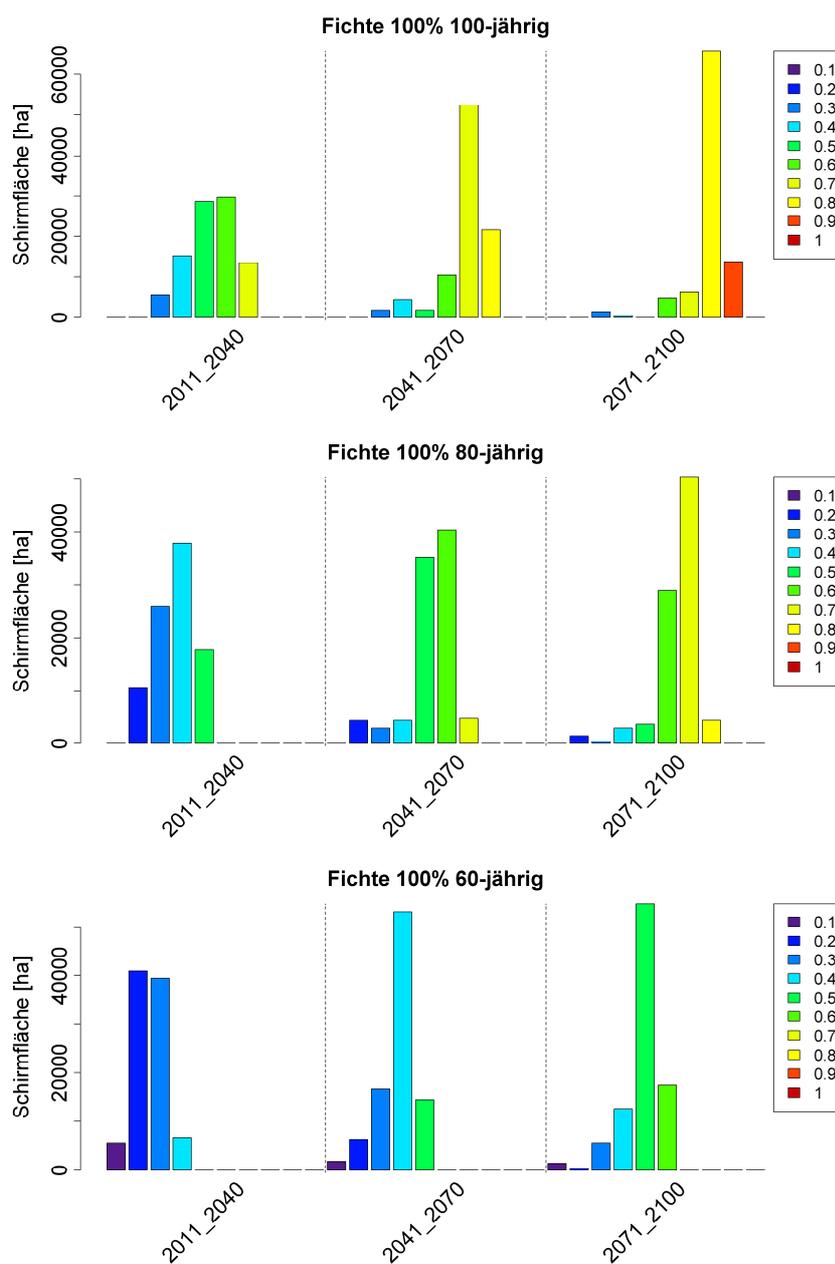


Abbildung 64: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 100, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden

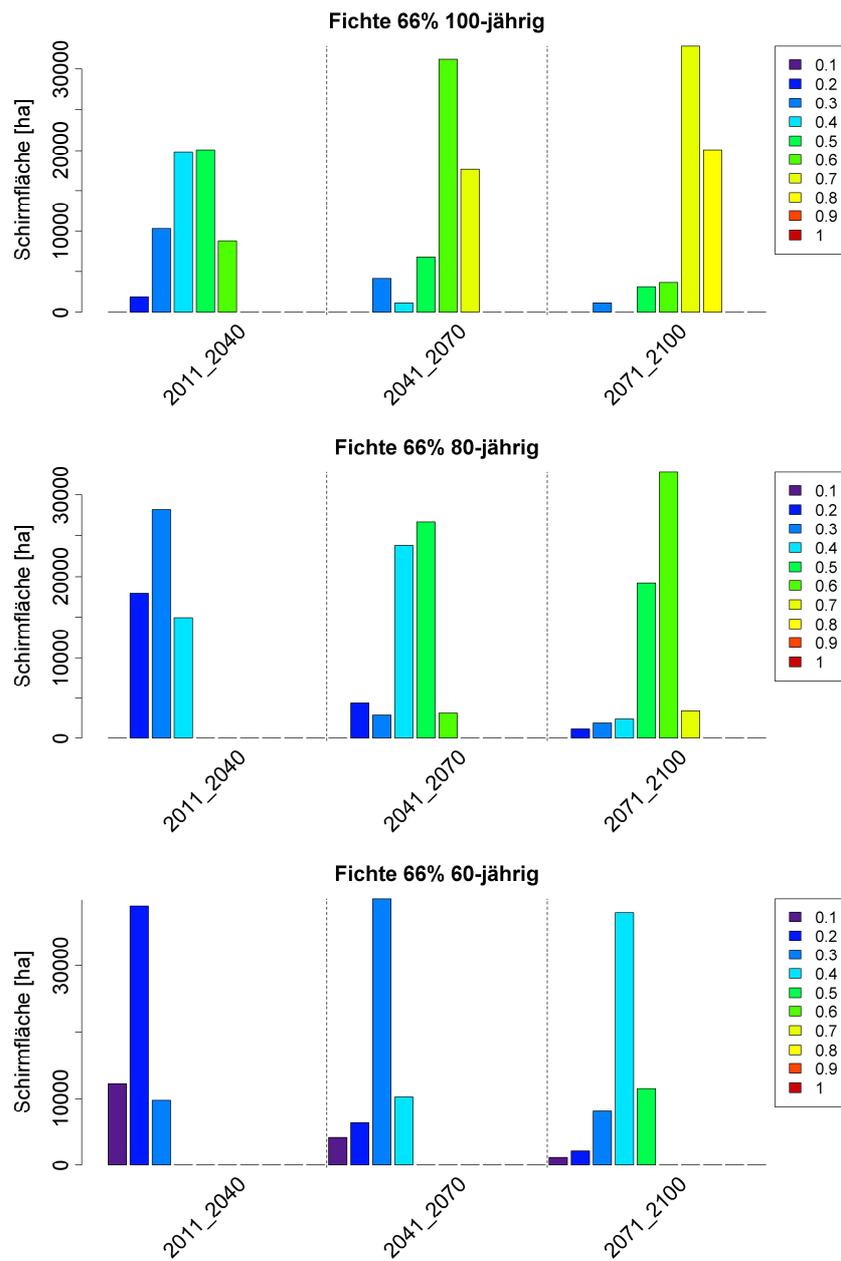


Abbildung 65: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 66, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden

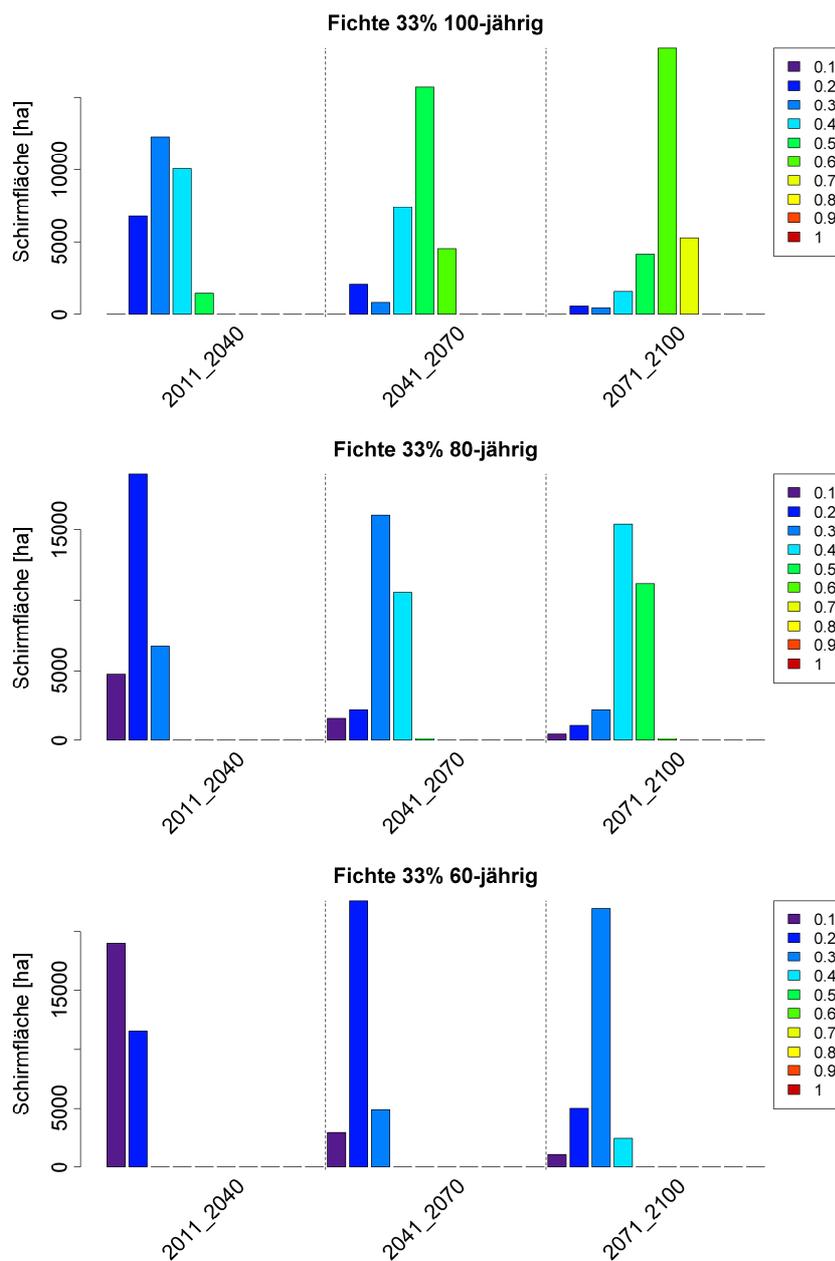


Abbildung 66: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 33, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden

Tabelle 17: Verteilungen der Schirmfläche über Höhen- und Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes für einen exemplarischen 100-jährigen reinen Fichtenmodellbestand (Fichtenmischungsprozent = 100). Fett gedruckt ist die Risikostufe, die innerhalb einer Projektionsperiode und Höhenstufe die größte Fläche aufweist.

<i>Projektionsperiode</i>	<i>Höhenstufe</i>	<i>Risikostufe</i>	<i>Schirmfläche</i>
2011_2040	300	0.6	372
<b>2011_2040</b>	<b>300</b>	<b>0.7</b>	<b>4087</b>
2011_2040	400	0.5	5574
<b>2011_2040</b>	<b>400</b>	<b>0.6</b>	<b>18579</b>
2011_2040	400	0.7	6688
2011_2040	500	0.4	4831
<b>2011_2040</b>	<b>500</b>	<b>0.5</b>	<b>13377</b>
2011_2040	500	0.6	8546
2011_2040	500	0.7	1486
2011_2040	600	0.3	2229
2011_2040	600	0.4	6688
<b>2011_2040</b>	<b>600</b>	<b>0.5</b>	<b>7803</b>
<b>2011_2040</b>	<b>&gt;700</b>	<b>0.3</b>	<b>3344</b>
2011_2040	>700	0.4	2601
<b>2041_2070</b>	<b>300</b>	<b>0.8</b>	<b>4459</b>
2041_2070	400	0.6	743
<b>2041_2070</b>	<b>400</b>	<b>0.7</b>	<b>18951</b>
2041_2070	400	0.8	11147
2041_2070	500	0.6	3716
<b>2041_2070</b>	<b>500</b>	<b>0.7</b>	<b>20437</b>
2041_2070	500	0.8	4087
2041_2070	600	0.5	1858
2041_2070	600	0.6	5574
<b>2041_2070</b>	<b>600</b>	<b>0.7</b>	<b>9289</b>
2041_2070	>700	0.3	1858
<b>2041_2070</b>	<b>&gt;700</b>	<b>0.4</b>	<b>4087</b>
2071_2100	300	0.8	743
<b>2071_2100</b>	<b>300</b>	<b>0.9</b>	<b>3716</b>
2071_2100	400	0.7	743
<b>2071_2100</b>	<b>400</b>	<b>0.8</b>	<b>23781</b>
2071_2100	400	0.9	6317
2071_2100	500	0.7	1858
<b>2071_2100</b>	<b>500</b>	<b>0.8</b>	<b>23781</b>
2071_2100	500	0.9	2601
2071_2100	600	0.6	372
2071_2100	600	0.7	3716
<b>2071_2100</b>	<b>600</b>	<b>0.8</b>	<b>12634</b>
2071_2100	>700	0.3	1486
<b>2071_2100</b>	<b>&gt;700</b>	<b>0.6</b>	<b>4459</b>

Die Höhenlage und die Projektionsperiode bestimmen die Prognosen der zukünftig zu erwartenden Temperatursummen. Somit wird deutlich, dass sich die strategischen waldbaulichen Entscheidungen vor allem an der Höhenzonierung orientie-

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

ren müssen (Tab. 17), wobei die kleinstandörtliche Überprägung durch die nFK und die Südexponiertheit zu beachten ist. Mit der Zunahme der Höhenlage sinkt die Temperatursumme in der Vegetationsperiode, was in abnehmenden Risikoniveaus resultiert. Da sich die Temperatursummen zukünftig stark erhöhen werden, müssen die Entscheidungen auch über der Zeit dynamisch angepasst werden. Dabei muss abgeschätzt werden, in welchem Zeitraum aktuell und zukünftig zu begründende Bestände die Hiebsreife erreichen können, um ihr individuelles, räumlich und zeitlich variierendes Befallsrisiko einschätzen zu können.

### **3 Analyse und Darstellung klimarelevanter Großschadereignisse in ausgewählten Waldgebieten Sachsen-Anhalts**

#### **3.1 Biotische Waldschutzrisiken**

Klima und Wetter beeinflussen grundlegend die Populationsdynamik von Insekten. Die Wirkungen äußern sich in direkter und indirekter Weise. Als Ausdruck direkter Klimaeinwirkung ist die geographische Verbreitung der Arten anzusehen. Dabei sind die limitierenden Klimafaktoren entscheidend. Innerhalb des Verbreitungsgebietes einer Art weisen die Populationsdichte und ihr Wechsel (Gradationsgeschehen) auf weitere klimatische Abhängigkeiten hin. Über die Baum- bzw. Bestandesdisposition, Koinzidenzen, natürliche Feinde und Parasiten sowie interspezifische Konkurrenz übt das Klima indirekten Einfluss aus. Von besonderer Bedeutung für die wechselwarmen Insekten ist die Temperatur. Charakteristisch für die Abhängigkeit von der Temperatur sind obere und untere letale Grenzen zwischen denen das Insekt überlebt und ein engerer Bereich für Wachstum, Entwicklung und Reproduktion. Die Feuchtigkeit modifiziert die Wirkungen der Temperatur. Darüber hinaus beeinflusst das Klima grundsätzlich die Disposition von Waldbeständen.

Neben tierischen Schaderregern können auch Massenausbreitungen von Pilzen nicht unbeträchtliche Schäden hervorrufen. Holzzersetzende Pilze sind oftmals das letzte Glied in der Entwicklungskette für sterbende Bäume. Einige Pilze zählen aber auch zu den Primärschädlingen, wie z. B. der Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.). Die Entwicklung und Sporenbildung von Pilzen hängt maßgeblich von den abiotischen Bedingungen sowie von der Beschaffenheit ihres Nährsubstrates ab. Das Wachstum setzt bei Temperaturen zwischen 0 und 5°C ein und nimmt bis ca. 20 – 30°C zu. Feuchtigkeit ist in der Regel der Entwicklung förderlich.

Auf der Grundlage der unter Kapitel 2.1 und 2.6 durchgeführten Veränderungsanalysen und dem aktuellen Erkenntnisstand über die ökologischen Ansprüche und die Populationsdynamik der wichtigsten Schadorganismen wurden im Rahmen dieser Studie die sich ändernden Gefährdungsprofile für die vier Haupt-

baumarten Kiefer, Fichte, Eiche und Buche altersabhängig und mit regionalen Bezügen beschrieben.

### 3.1.1 Kiefer

Mit 44,7% Anteil an der Waldfläche Sachsen-Anhalts (BWI<sup>2</sup>) hat die Kiefer eine bedeutende Rolle für die Forstwirtschaft und stockt vor allem auf ärmeren Standorten im Tiefland. Zu den wichtigsten Schadinsekten dieser Baumart werden Kieferngrößschädlinge wie Forleule (*Panolis flammea* Denis & Schiffermüller), Kiefernspinner (*Dendrolimus pini* L.), Kiefernspanner (*Bupalus piniaria* L.), Kiefernbuschhornblattwespen (*Diprion spec.*) und die Nonne (*Lymantria monacha* L.) gezählt.

Nach EBERT (1967, 1968) liegen die Hauptschadgebiete des Kiefernspanners in Landschaften mit subatlantisch bzw. pseudoatlantisch geprägtem Klima (Altmark, Colbitz-Letzlinger Heide und Elb-Havel-Winkel), wohingegen der Kiefernspinner und die Forleule hauptsächlich in Gebieten mit subkontinentalem Binnenklima, also dem südlichen und östlichen Teil des Tieflandes (Colbitz-Letzlinger, Glücksburger und Annaburger Heide), vorkommen. APEL et al. (2004) nannten das Gebiet der Colbitz-Letzlinger Heide und des Elb-Havel-Winkels, des südwestlichen Flämingvorlands sowie die Glücksburger und Annaburger Heide als Verbreitungsgebiet der Kiefernbuschhornblattwespen. Das Verbreitungsgebiet der Nonne erstreckt sich heutzutage auf das gesamte Tiefland, mit Schwerpunkten in der Colbitz-Letzlinger, der Glücksburger und der Annaburger Heide (EBERT 1968).

Bisher waren die nährstoff- und niederschlagsarmen Gebiete der Colbitz-Letzlinger Heide die Hauptschadgebiete von Kieferngrößschädlingen und Nonne (BÜTTNER et al. 1994, EBERT 1967, WIECZOREK 1992, MAJUNKE et al. 2004) sowie von Kiefernbuschhornblattwespen (APEL et al. 2004). Wenn man das durch den Klimawandel verursachte gestiegene Trockenstressrisiko (Abb. 3) berücksichtigt, so ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die heutigen Nebenschadgebiete mit mittelalten Beständen und fehlendem Grundwasseranschluss (Endmoränen) des südwestlichen Flämingvorlands sowie der Glücksburger und der Annaburger Heide bei einem mittleren bis hohen Trockenstressrisiko in den Kiefernbeständen ebenfalls zu Hauptschadgebieten der betreffenden Schadinsekten werden.

Bestände, die durch Fraß von Schmetterlingen oder Blattwespen in Verbindung mit dem *Diplodia*-Triebsterben destabilisiert wurden, sind nachfolgend durch Bockkäfer-, Rüsselkäfer- und Prachtkäferarten schwer geschädigt und zum Absterben gebracht worden. Dies betraf 2010 auch ganze Bestände (Flächenschaden). Untersuchungsergebnisse der NW-FVA aus der Colbitz-Letzlinger Heide belegen dabei das gemeinsame Auftreten verschiedener Käferarten, vor allem Zimmerbock (*Acanthocinus aedilis* L.), Fichtenbock (*Tetropium castaneum* L.), Blauem Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea* F.), Vierpunkt-Prachtkäfer (*Anthaxia quadripunctata* L.), Kiefernstangenrüssler (*Pissodes piniphilus* Hbst.) und anderen Borkenkäferarten wie

dem Großen (*Blastophagus piniperda* L.) und Kleinen Waldgärtner (*Blastophagus minor* Htg.) sowie dem Zweizähnligen Kiefernborckenkäfer (*Pityogenes bidentatus* Hbst.). Als Folge zunehmender abiotischer (z.B. Sturmschäden) und/oder biotischer Störungen ist zu erwarten, dass Kulturen erhebliche Verluste durch den Großen Braunen Rüsselkäfer (*Hylobius abietis* L.), Kulturrüssler und Mäuse erleiden werden.

In Anbetracht der Prognose zum Trockenstressrisiko (Abb. 3) ist zu erwarten, dass dem Verlauf in der Colbitz-Letzlinger Heide entsprechend allgemein auch im Bereich des südwestlichen Flämingvorlands sowie in der Annaburger und Glücksburger Heide stockende Kiefernbestände zukünftig durch diverse Insekten- und Pilzarten destabilisiert werden und dort größere Schäden auftreten können.

Von den pilzlichen Schaderregern ist aus forstlicher Sicht der Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. Sl.) ein bedeutender Schädling, welcher vor allem in Nadelholzbeständen aller Altersklassen erhebliche Schäden anrichten kann (BUTIN 2011). Die Infektion von Nachbarbäumen erfolgt über Wurzelkontakt, infizierte Bäume sind durch den Harzfluss auf der Stammfläche zu erkennen (ŠVESTKA et al. 1998). Die aktuellen Beobachtungen aus dem letzten Jahrzehnt bestätigen eine Zunahme des Vorkommens des Wurzelschwammes, was als Folge der Klimaänderungen erklärt werden könnte. Dieser Zusammenhang wurde bereits in einer Studie an Fichtensämlingen bestätigt (LINDBERG & JOHANSSON 1992). Die auf diese Weise vorgeschädigten Bäume werden später von Sekundärschädlingen wie Borkenkäfer oder Bockkäfer befallen (STENLID & REDFERN 1998).

Ein weiterer pilzlicher Schaderreger ist das *Diplodia*-Triebsterben der Kiefer, welches durch den Pilz *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko & B. Sutton (Synonym: *Diplodia pinea*) hervorgerufen wird (LANGER et al. 2011). Im Jahr 2001 wurde es in Sachsen-Anhalt erstmalig auch an der Gemeinen Kiefer festgestellt; zuvor waren Schäden dieses Erregers nur an der Schwarzkiefer bekannt (VELDMANN & KONTZOG 1994). Der Wärme liebende Pilz tritt aktuell zunehmend vor allem in Kiefernbeständen des mittleren und nördlichen Tieflands auf, vorwiegend in der Colbitz-Letzlinger Heide und in der Altmark, befällt aber auch Douglasien und andere Baumarten (LANGER et al. 2011). Es ist zu erwarten, dass im Tiefland immer mehr Bestände nach einem Befall z.B. durch Kiefernbuschhornblattwespen durch diesen endophytisch vorkommenden Pilz befallen werden, was für das Gebiet der Colbitz-Letzlinger Heide bereits nachgewiesen wurde (LANGER et al. 2011).

### 3.1.2 Fichte

Von allen Insektenarten, die bei Fichten Schäden verursachen, spielen die Rindenbrütenden Borkenkäfer die größte Rolle. Dabei sind bei der Fichte der Buchdrucker (*Ips typographus* L.) und der Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus* L.) von größter Bedeutung, sie treten häufig gemeinsam auf. Die Populationsentwicklung und damit auch die Bestandesschäden werden vor allem durch warme Witterung während der Vegetationsperiode und durch ausreichendes Brutmaterial, also Wind-

wurf- und Bruchholz, begünstigt (RICHTER 1965, VELDMANN 2000). Das Hauptschadgebiet dieser beiden Schädlinge findet sich in den Gebieten mit großflächigen Fichtenreinbeständen mit homogener Altersstruktur (ŠVESTKA et al. 1998). Solche Bedingungen sind hauptsächlich im Harz vorhanden (BWI<sup>2</sup>). Gerade dort spielen Sturm- und Schneebruch eine Rolle, wodurch das Angebot an Brutmaterial überproportional steigen kann und somit großflächige Borkenkäfer-Kalamitäten stattfinden können. Solche Folgen sind ebenfalls zu erwarten, wenn die Regeln der sauberen Waldwirtschaft im täglichen Forstbetrieb nicht ausreichend beachtet werden. Im gesamten Harz sowie vereinzelt im Hügelland und Tiefland ist zu erwarten (Abb. 4), dass der Kupferstecher künftig größere Schäden verursachen wird. Dies wird nicht nur Fichten-Altbestände betreffen, sondern auch jüngere Bestände.

In mittelalten Fichtenbeständen, besonders in Reinbeständen mit homogener Altersstruktur und Pflegerückständen (ŠVESTKA et al. 1998), ist in einigen Gebieten des Harzes ein verstärktes Vorkommen der Nonne zu erwarten. Erhöhte Populationsdichten wurden bereits zu Beginn des Jahrtausends in höheren Gebieten des Westharzes (550 m über NN im NFA Riefensbeek) von der NW-FVA registriert. In Fichtenkulturen muss darüber hinaus, insbesondere nach flächigen Störungen, mit verstärkten Schäden durch den Großen Braunen Rüsselkäfer gerechnet werden.

Ähnlich wie der Wurzelschwamm kann auch der dunkle Hallimasch (*Armillaria ostoyae* ROMAGN.) zukünftig verstärkt vorkommen. Langanhaltende Trockenperioden sind dabei die Ursache für eine Zunahme der Schäden durch Hallimasch (ŠVESTKA et al. 1998). Sie sind in niedrigeren Lagen des Harzes und im gesamten Gebiet des Tieflandes für alle Altersklassen der Fichte zu erwarten (Abb. 4). Primärer Pilzbefall begünstigt generell auch weitere Schäden an Fichten, da geschwächte Bäume bevorzugt von Borkenkäfern befallen werden (ŠVESTKA et al. 1998).

### 3.1.3 Eiche

Zu den bedeutendsten Schadfaktoren bei der Eiche zählt die Eichenfraßgesellschaft, wobei der Eichenwickler (*Tortrix viridana* L.) und der Kleine Frostspanner (*Operophtera brumata* L.) gelegentlich auch vergesellschaftet auftreten (FANKHÄNEL 1959). Das Verbreitungsgebiet erstreckt sich bisher vom Tiefland über das gesamte Hügelland bis zum Harzvorland. In Zukunft ist aufgrund des erhöhten Trockenstressrisikos (Abb. 6), welches auf manchen Standorten für die Eiche prädisponierend bzw. schadensauslösend wirken kann, und nach einem wiederholten Fraßgeschehen der o.g. Schmetterlinge, ein verstärktes Vorkommen der Eichenkomplexerkrankung zu erwarten, vor allem in der Altmark, der Colbitz-Letzlinger Heide und dem Hohen Fläming sowie dem Elb-Havel-Winkel. Auch im Bereich des

Vorharzes und im Hügelland ist mit einem Anstieg der Schäden in den dort stockenden Eichenbeständen zu rechnen.

Schon seit den 1980er Jahren wurden im Bereich des nordöstlichen Harzvorlandes erstmals in jüngeren Eichenbeständen Absterbeerscheinungen beobachtet (KONTZOG 1996), welche sich nach Untersuchungen als komplexes Phänomen erwiesen, dessen Ursachen biotische (wie Prachtkäferbefall, Hallimasch, *Phytophthora*-Arten) und abiotische Faktoren (wie Bestandesaufbau, Wasserhaushalt des Standortes) waren (HARTMANN & BLANK 1992, HARTMANN 1996). In den Jahren danach weitete sich das „Eichensterben“ auf alle Altersklassen aus, und sowohl Stiel- als auch Traubeneichen waren betroffen (KONTZOG 1996). Wenn es zu Klimaänderungen und verändertem Trockenstressrisiko im gesamten Tiefland und in Gebieten des Hügellandes und Vorharzes kommt (Abb. 6), ist allgemein mit einer Zunahme des Eichensterbens zu rechnen. Die Schwerpunkte werden sich allerdings in den Eichenkomplexen des Elb-Havel-Winkels und des Hohen Flämings befinden.

Seit den 90er Jahren wurden erst der Befall von Alleebäumen und später auch größere Schäden in Eichenbeständen durch den Eichenprozessionsspinner (*Thaumetopoea processionea* L.) gemeldet (VELDMANN & KONTZOG 1994). In Waldschutzberichten wurde sein Vorkommen im fast gesamten mittleren und nördlichen Tiefland und auch über das westliche Hügelland bis hin zum nördlichen Harzvorland erwähnt und sein starkes Auftreten insbesondere im Elb-Havel-Winkel und in der östlichen Altmark gemeldet. Wegen des zunehmenden Trockenstressrisikos, vor allem in Eichenbeständen des gesamten Tieflandes (Abb. 6), ist zu erwarten, dass sich das aktuell bereits stark ausbreitende Vorkommen des Eichenprozessionsspinners noch weiter ausweiten wird. Die Hauptschadgebiete korrelieren mit denen der Eichenfraßgesellschaft. Gebiete mit großflächigen mittelalten und älteren Eichenbeständen, vor allem in der Altmark, im Elb-Havel-Winkel, der Colbitz-Letzlinger Heide und im Hohen Fläming werden auch künftig besonders betroffen sein.

Der Waldmaikäfer (*Melolontha hippocastani* F.) wurde im Gebiet der Colbitz-Letzlinger Heide von SCHWERDTFEGGER (1981) für den Zeitraum ab Mitte des 19. Jahrhunderts dokumentiert. Aufgrund der ökologischen Ansprüche der Engerlinge, die lockere sandige Böden bevorzugen (SCHWERDTFEGGER 1981), ist jedoch zu erwarten, dass das Hauptschadgebiet für diesen Schädling weitgehend im Bereich der Colbitz-Letzlinger Heide bleibt. Allerdings können neue Befallsgebiete nicht ausgeschlossen werden, wie z.B. der Bereich des Bundesforstamtes Möser (Elb-Havel-Winkel).

#### 3.1.4 Buche

In manchen Gebieten Deutschlands wurden größere Probleme in Buchenbeständen bisher vor allem durch die Buchenkomplexkrankheit hervorgerufen, welche

erstmalig von HARTIG (1878) beschrieben wurde. Die Krankheit, auch als Buchenrindensterben bekannt, wird als „bedeutendste Krankheitserscheinung in Buchenbeständen“ (WACHENDORF 1983) beschrieben. Verantwortlich dafür ist ein komplexer Zusammenhang mehrerer Schadorganismen. Nach einem primären Befall der Buchenwollschildlaus (*Cryptococcus fagisuga*) dringt ein Rindennekrosen hervorrufender Nectria-Pilz (z.B. *Neonectria coccinea*) und Weißfäulepilze (wie z.B. *Fomes fomentarius* (L. ex Fr.) Fr. oder *Fomitopsis pinicola* (Swartz ex Fr.) Karst.) mit ein, was zum Aufplatzen und Absterben der Rinde führt. Die auf diese Weise beschädigten Bäume werden dann von Sekundärschädlingen, besonders vom Sägehörnigen Werftkäfer (*Hylecoetus dermestoides* L.) und dem Laubnutzholzborkenkäfer (*Trypodendron domesticum* L.) befallen (BRESSEM 2008), wodurch es schließlich zum Absterben der Bäume kommen kann (PETERCORD 1999, BLASCHKE 2005).

Veränderungen durch den Klimawandel und eine Erhöhung des Trockenstressrisikos (Abb. 5) begünstigen die Buchenkomplexkrankheit, da sie bessere Entwicklungsmöglichkeiten für Buchenwollschildläuse bieten, welche wärme und trockene Sommer bevorzugen (BRESSEM 2008). Gleichzeitig liegen mit den damit einhergehenden zu erwartenden milderen Wintern günstige Bedingungen für die Entwicklung pilzlicher Organismen wie *Neonectria* vor (NIESAR 2007, PETERCORD 1999). Vor allem im Tiefland, aber auch im Hügelland und im Mittelgebirge kann daher mit einem verstärkten Vorkommen der Buchenkomplexkrankheit gerechnet werden.

#### **4 Waldbauliche Anpassung an die Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt**

Die vorgestellten Veränderungsanalysen zeigen, dass Ausmaß, Geschwindigkeit sowie räumliche und zeitliche Verteilung der erwarteten Klimaänderungen gravierend sind und erhebliche Auswirkungen auf die Stabilität, Produktivität und Diversität der Wälder sowie die Rentabilität der Forstwirtschaft in Sachsen-Anhalt haben werden. Neben den hier vornehmlich betrachteten durchschnittlichen Veränderungen der Klimagrößen ist zudem mit dem häufigeren Auftreten von Witterungsextremen wie Dürreperioden, Starkregen oder Stürmen zu rechnen, so dass grundsätzlich von künftig höheren Risiken für die Forstwirtschaft auszugehen ist. Die Forstbetriebe sind daher gut beraten, Risikovorsorge zu betreiben. Angesichts der Langfristigkeit der forstlichen Produktion kann dies nur unter großen Unsicherheiten erfolgen, zumal die Projektionen der Klimaszenarien selbst stark streuen, die Anpassung nicht losgelöst von der zunehmenden Globalisierung der Märkte und den steigenden gesellschaftlichen Ansprüchen an den Wald gesehen werden kann und nicht zuletzt, weil die Wälder sehr komplexe ökologische Systeme darstellen. Vor diesem Hintergrund verbietet sich Aktionismus. Vielmehr ist ein adaptives Management angezeigt, das die waldbaulichen Ausgangssituationen berücksichtigt, periodisch die Veränderungen analysiert, die Waldentwicklungsziele fortschreibt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

und die Maßnahmenbündel anpasst (LINKOV et al. 2006, BOLTE et al. 2009, HAHN & KNOKE 2010).

#### 4.1 Waldbauliche Ausgangssituationen

Sachsen-Anhalt weist eine Waldfläche von ca. 492.000 ha auf, die sich auf die Naturräume Tiefland (70 %), Hügelland (11 %) und Mittelgebirge/Harz (19 %) verteilt. Die Baumartenzusammensetzung ist ein Spiegelbild der klimatischen Verhältnisse und der standörtlichen Ausstattung in den Naturräumen (Abb. 67). Die Kiefer prägt die Wälder im subkontinental getönten Tiefland mit seinen überwiegend ärmeren Standorten. Ferner finden sich hier nennenswerte Anteile an Weichlaubhölzern auf den stärker grundwasserbeeinflussten Standorten und die Eiche in den Auewäldern von Elbe, Saale und Mulde sowie auf den kräftigen und mittleren Standorten der Grund- und Endmoränen. Das wenig bewaldete Hügelland ist geologisch sehr vielgestaltig. Die Ausgangssubstrate sind weitestgehend mit Löß bedeckt. Der Wald wurde überwiegend auf die mäßig trockenen und trockenen Lagen zurückgedrängt. In den klimatisch feuchteren Teilen finden sich vermehrt die Buche und die Edellaubbaumarten, in den trockeneren Teilen die Eiche oder auch die Kiefer. Der Harz mit seinen paläozoischen Ausgangsgesteinen und überwiegend feuchten Klimastufen ist das Hauptverbreitungsgebiet der Fichte. In den unteren Harzlagen hat auch die Buche ihren Verbreitungsschwerpunkt. In den niederschlagsärmeren Gebieten des Osthazes wird sie durch die Eiche ersetzt.

Der Waldaufbau und die Altersstruktur spiegeln die Waldgeschichte wider (Abb. 68). Es überwiegen Bestände des schlagweisen Hochwaldes, die nach den Ergebnissen der zweiten Bundeswaldinventur 2002 und der Inventurstudie 2008 jedoch die Tendenz zu Ungleichaltrigkeit, Zwei- und Mehrschichtigkeit und Mischung zeigen. Die Nadelbaumarten haben einen Flächenanteil von ca. 60 %, die Laubbaumarten von 40 %. Aufgrund der Reparationshiebe und von Großkalamitäten überwiegen Bestände der II. und III. Altersklasse. Der Gesamtwald gleicht einem Aufbaubetrieb, dessen Gesamterbholzvorrat ca. 112,6 Mio. Vfm.m.R. beträgt, was einem Durchschnittsvorrat von 229 Vfm/ha entspricht. Der wirtschaftliche Erfolg der Forstbetriebe und der holzbe- und verarbeitenden Industrie wird vor allem vom Nadelholz getragen. 26 % der Wälder unterliegen einer strengen Schutzgebietskategorie (NATURA 2000, NSG, BSR, NP), 38 % einer moderaten (LSG, Naturpark) (POLLEY 2009).

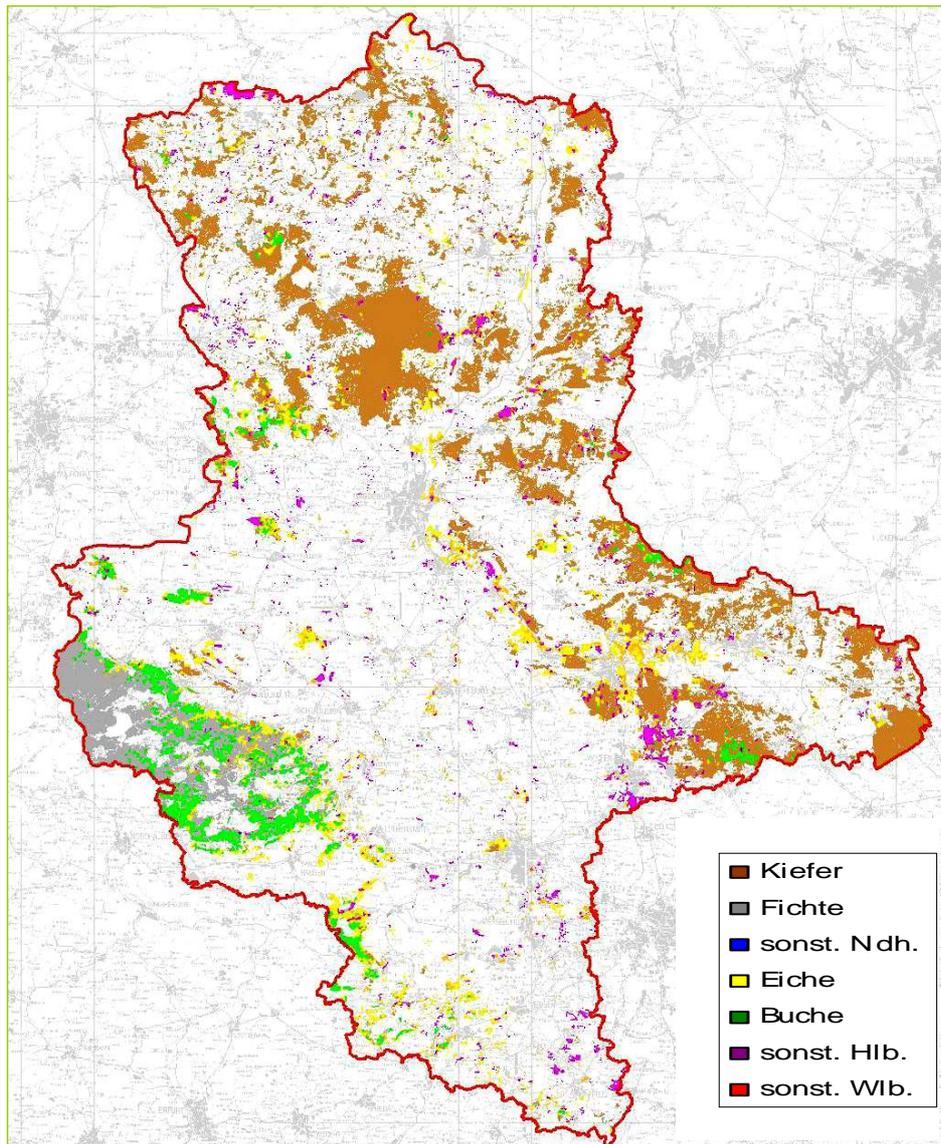


Abbildung 67: Baumartenverteilung in Sachsen-Anhalt (KURTH 2005)

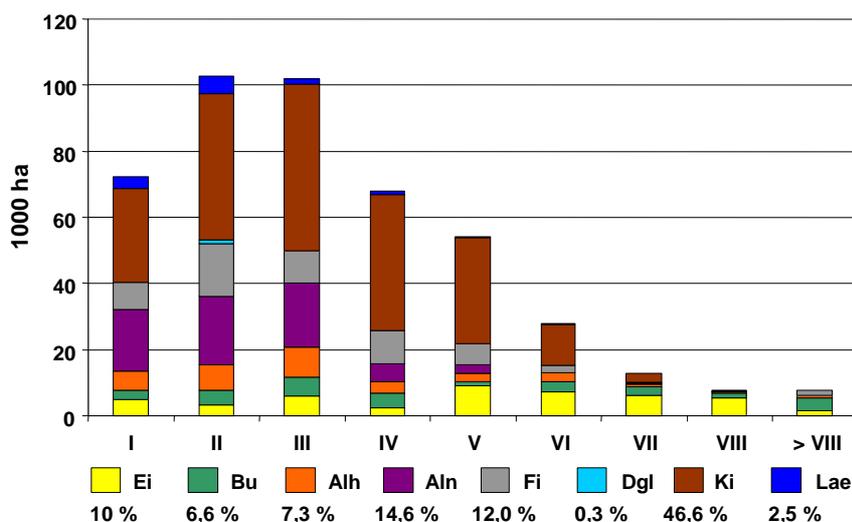


Abbildung 68: Flächenanteile der Baumartengruppen nach Altersklassen (BMELV 2005)

#### 4.2 Waldbau auf ökologischen Grundlagen bei sich ändernden Standortbedingungen

Die waldbauliche Ausgangssituation zeigt, dass die Forstbetriebe bereits in der Vergangenheit ihr waldbauliches Handeln überwiegend an den ökologischen Ansprüchen der Baumarten ausgerichtet haben. Die wesentlichsten Elemente des von DENGLER (1930) begründeten Waldbaus auf ökologischen Grundlagen sind die standortgemäße Baumartenwahl, die Beachtung der Verjüngungsökologie und des Wachstumsganges der Baumarten, die Berücksichtigung ihrer Leistungsfähigkeit, Schattenerträgnis und Selbstdifferenzierung, die Vermeidung von biotischen und abiotischen Risiken, die Vermeidung negativer Wechselwirkungen auf den Energie- und Stoffhaushalt benachbarter Systeme sowie die Auswirkungen auf die Zusammensetzung von Landschaften (Tab. 18).

Aus den in dieser Studie aufgezeichneten Trends ergeben sich neue Herausforderungen für die biologische Produktion, die auf die Dynamik der klimatischen und standörtlichen Verhältnisse in den naturräumlichen Großlandschaften zurückzuführen sind. Die wichtigsten, in den Anpassungsstrategien zu berücksichtigenden ökologischen Veränderungen sind:

- eine deutliche Verschlechterung des Wasserangebotes in der Vegetationszeit ab Mitte des Jahrhunderts mit überwiegend hohem Trockenstressrisiko für Fichte und Buche im Tiefland, meist mittlerem Trockenstressrisiko im Hügelland und

im niederschlagsärmeren Ostharz sowie weitgehend geringem Trockenstressrisiko im restlichen Harz. Die trockenstresstoleranteren Baumarten Eiche, Douglasie und vor allem die Kiefer erweisen sich im Tief- und Hügelland als weit weniger betroffen durch den Klimawandel.

- die weiterhin relativ hohen Stickstoffdepositionen mit einem Düngungseffekt auf die meist armen Standorten im Tiefland. In den höheren Lagen des Harzes, wo dieser Effekt mit den anhaltenden Auswirkungen der früheren hohen Säureinträge zusammenfällt, sind Kompensationsmaßnahmen zum Ausgleich von Nährstoffungleichgewichten vordringlich.
- Das Wachstum von Fichte und Buche wird sich außerhalb des Harzes deutlich verschlechtern, während im Harz mit einem besseren Wachstum zu rechnen ist. Dort wird sich bei weiterhin ausreichender Wasserversorgung das Wärmeangebot als bisher limitierender Faktor verbessern. Bei der Eiche ist mit einem geringen Nachlassen der Bonitäten im Tiefland und in den niederschlagsärmeren Teilen des Hügellandes und des Ostharzes zu rechnen, während sich bei der trockenstresstoleranten Kiefer ein Leistungsabfall erst zum Ende des Jahrhunderts im Hohen Fläming, im Mittleren Nordostdeutschen Altmoränenland und in der Dübener Heide zeigen wird.
- Das Sturmschadensrisiko wird mit dem Alter und zunehmender Baumhöhe vor allem bei Fichte, aber auch bei Kiefer steigen. Bei der Fichte mit ihrem Anbauswerpunkt im Harz kommt darüber hinaus der Faktor Relief mit einer besonderen Gefährdung der Plateaulagen und Prallhänge hinzu.
- Die Zahl der Tage mit erhöhtem Waldbrandrisiko steigt bis Mitte des Jahrhunderts um 20, bis Ende des Jahrhunderts um 40 Tage an. Besonders gefährdet sind die Wälder im Tiefland.
- Die Eintrittswahrscheinlichkeit für Buchdruckerschäden bei Fichte steigt durch den Anstieg der Generationenzahl pro Jahr und die physiologische Schwächung der Fichte durch periodischen Wassermangel.
- Allgemein nehmen die sonstigen biotischen Risiken für die Fichte und die anderen Hauptbaumarten ebenfalls zu, weil die Populationsdynamik der meisten Schadinsekten und pilzlichen Schaderreger durch die Veränderungen des Klimas begünstigt wird.

Tabella 18: *Ökologische Ansprüche und Eigenschaften wichtiger Baumarten (SPEIJMANN 2010)*

Ökologische Eigenschaften	Eiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
<b>Nährstoffhaushalt</b>	breite Nährstoffamplitude	breite Nährstoffamplitude	breite Nährstoffamplitude	geringe Nährstoffansprüche	breite Nährstoffamplitude
<b>Wasserhaushalt</b>	unempfindlich gegenüber Wassermangel bzw. Wasserüberschuss	empfindlich gegenüber Wassermangel bzw. Wasserüberschuss	empfindlich gegenüber Wassermangel	unempfindlich gegenüber Wassermangel bzw. Wasserüberschuss	empfindlich gegenüber Wasserüberschuss
<b>Witterungsextreme</b>	benötigt Mindestmaß an Sommerwärme, geringe Spätfrostgefährdung	empfindlich gegenüber klimatischen Extremen, Spätfrost- u. Winterfrosthgefährdung	empfindlich gegenüber Sommerdürre, kaum Frostgefährdung	unempfindlich gegenüber klimatischen Extremen, keine Frostgefährdung	unempfindlich gegenüber klimatischen Extremen, Spät- u. Winterfrosthgefährdung
<b>Durchwurzelung</b>	Pfahlwurzler	Herzwurzler	Flachwurzler auf physiologisch flachgründigen Standorten	anpassungsfähig in der Durchwurzelung	Herzwurzler mit guter Tiefenerschließung
<b>Strahlungsverhältnisse</b>	geringes Schattenerträgnis in der Jugend; mittlere Schattenintensität als Bestand	großes Schattenerträgnis in der Jugend; große Schattenintensität als Bestand	mittleres Schattenerträgnis in der Jugend; mittlere Schattenintensität als Bestand	geringes Schattenerträgnis in der Jugend; geringe Schattenintensität als Bestand	mittleres Schattenerträgnis in der Jugend; mittlere Schattenintensität als Bestand
<b>Selbstdifferenzierung</b>	mäßige Selbstdifferenzierung in der Jugend	starke Selbstdifferenzierung	geringe Selbstdifferenzierung	geringe Selbstdifferenzierung	starke Selbstdifferenzierung
<b>Wachstum</b>	früh kulminierend	lang anhaltendes Höhenwachstum	Kulmination des Höhenzuwachses im Alter 15 - 25	früh kulminierend	lang anhaltendes Höhenwachstum
<b>Gefährdung</b>	Disposition gegenüber Ei-Fraßgesellschaften, Ei-Komplexerkrankungen, Ei-Mehltau	relativ geringe Disposition gegenüber biotischen Schäden (Ausnahme Pilzkrankungen)	hohe Disposition gegenüber biotischen u. abiotischen Schäden	hohes biotisches Risiko durch Pilze u. Insekten	relativ geringe Disposition gegenüber biotischen u. abiotischen Schäden
<b>Vermehrung</b>	periodische Samenproduktion, keine Besiedlung von Freiflächen	periodische Samenproduktion, keine Besiedlung von Freiflächen	häufige Samenproduktion mit effektiver Windverbreitung, Besiedlung von Freiflächen	häufige Samenproduktion mit effektiver Windverbreitung, Besiedlung von Freiflächen	periodische Samenproduktion, begrenzte Besiedlung von Freiflächen

### 4.3 Entscheidungshilfen zur zukünftigen Waldbewirtschaftung

Ausgehend von den waldbaulichen Ausgangssituationen und den aufgezeigten Veränderungen der ökologischen Rahmenbedingungen sollen im Folgenden Entscheidungshilfen zur künftigen nachhaltigen Waldbewirtschaftung abgeleitet werden. Sie haben noch einen vorläufigen Charakter und sollen helfen, grobe Fehler zu vermeiden. Entsprechend dem Altersaufbau der Wälder soll dabei zunächst die Stabilisierung der vorhandenen Bestände und die Senkung bzw. Verteilung der Risiken im Vordergrund der Betrachtungen stehen. Erst die dritte Priorität soll dem standortgemäßen Waldumbau eingeräumt werden, der sich jährlich auf durchschnittlich 1 bis 2% der Waldfläche des Landes beschränkt.

#### 4.3.1 *Stabilisierung der vorhandenen Wälder*

Zu den vorrangigen Zielen der Bestandespflege zählen die Erhöhung der Einzelbaumstabilität, die Erhaltung der Vitalität der Bäume und der Erhalt bzw. die Förderung der Mischbaumarten.

Im Rahmen der Jungwuchspflege stellen im Harz die flächigen, stammzahlreichen, wenig differenzieren Fichten-Naturverjüngungen unter lichtem Schirm oder auf Freiflächen eine besondere Herausforderung dar. Für sie sollte eine frühzeitige Stammzahlreduktion auf ca. 2.000 vitale Fichten/ha bei Oberhöhen von 1,5 bis 2,5 m das Regelverfahren sein, um die Einzelbaumstabilität durch bessere h/d-Werte und längere grüne Kronen zu erhöhen und gleichzeitig die Wasser Konkurrenz zu entspannen.

In der Läuterungsphase ist in Abhängigkeit von Baumart und jeweiliger waldbaulicher Ausgangssituation eine Kombination aus Protzenaushieb und Förderung einer begrenzten Zahl gut veranlagter Bäume zu empfehlen. In Mischbeständen kommt die Mischwuchsregulierung hinzu. Sie ist besonders für diejenigen Mischbaumarten von großer Bedeutung, deren Zuwachsgrößen sehr früh kulminieren.

Entscheidend für die Stabilität, Struktur und Wertleistung der Bestände ist die anschließende Durchforstungsphase. Bei den Schatt- und Halbschattbaumarten Buche, Bergahorn, Roteiche, Douglasie lassen sich zwei- oder mehrschichtige Bestände durch Hochdurchforstungen entwickeln. Bei dieser Durchforstungsart konzentriert sich die Pflege auf die Förderung der Zukunftsbäume durch Entnahme qualitativ schlechterer Bäume im Herrschenden. Unter- und Zwischenstand werden zur Bodendeckung und Schaftpflege bewusst geschont und ermöglichen in der Verjüngungsphase das Ankommen von Naturverjüngung gezielt zu steuern. Außerdem tragen diese Strukturelemente dazu bei, ein feuchteres und kühleres Bestandesinnenklima zu erhalten (MITSCHERLICH 1981). Bei den stärker lichtbedürftigen Baumarten Eiche, Kiefer, Esche und Fichte lassen sich die gewünschten Vertikalstrukturen auf Dauer nicht durch Hochdurchforstungen erhalten. Soweit nicht ökonomische Gründe dagegen sprechen können bei diesen Baumarten besonders auf Standorten mit hohem Trockenstressrisiko auch Niederdurchforstun-

gen angebracht sein, die anfangs vor allem die schwächeren Bäume entfernen. So lassen sich bei dieser Art der Durchforstung in nicht standortgemäßen Fichtenbeständen auf trockenen, mäßig sommertrockenen oder wechselfeuchten Standorten die Wasser Konkurrenz kurzfristig senken (KOHLER et. al. 2010, GEBHARDT et al. 2012) oder in Kiefernbeständen die bevorzugte Nahrungsgrundlage für die Raupen der Nonne (*Lymantria monacha* L.) reduzieren (HABERMANN u. BEESTER 1997). Allerdings unterbinden erst Beimischungen schattentoleranter Baumarten die Ausbreitung einer üppigen Bodenvegetation unter dem Schirm der Lichtbaumarten, die sich im Falle einer starken Vergrasung sehr negativ auf den Bodenwasserhaushalt auswirken kann. Bezüglich der Durchforstungsstärke sind grundsätzlich gestaffelte Durchforstungen zu empfehlen, bei denen die ersten drei Eingriffe die Bestandesdichte deutlich absenken ( $B^\circ > 0,7$  bis  $0,8$ ). Anschließend folgt bis zum Abschluss des Haupthöhenwachstums eine Übergangsphase in der Durchforstungsstärke ( $B^\circ > 0,8$  bis  $0,9$ ) und danach schließlich nur noch mäßig starke Eingriffe ( $B^\circ 1,0$ ) bis zum Einsetzen der Zielstärkennutzung. Für die gestaffelte Durchforstung spricht, dass sie dem Wachstumsgang und der Reaktionsfähigkeit der Baumarten folgt, dass die Kronen der bestveranlagten Bäume frühzeitig ausgebaut werden und hierdurch die Produktions- und damit gleichzeitig die Gefährdungszeiträume deutlich gesenkt werden können (SPELLMANN 2001, 2004, 2008, SPELLMANN & SCHMIDT 2003, NAGEL & SPELLMANN 2008). Geeignete Habitatbäume bzw. Habitatbaumgruppen, die als Lebensräume für die Arten der Alters- und Zerfallsphase zu sichern sind, werden in der Durchforstungsphase ausgewählt, erhalten und gepflegt.

#### 4.3.2 *Senkung bzw. Verteilung der Risiken*

Da es in der Bestandesentwicklung nicht nur das soziale, sondern auch ein qualitative Umsetzen gibt (SCHÖBER 1988) und die Risiken durch den Klimawandel allgemein zunehmen, sollte bei frühzeitiger Auswahl die Anzahl der Z-Bäume nicht zu niedrig bemessen sein. Sie soll vielmehr gegenüber der im Endbestand angestrebten Baumzahl eine Reserve einschließen (Tab. 19). Bei der Auswahl der Z-Bäume haben die Kriterien Vitalität und Qualität Vorrang vor einem regelmäßigen Abstand. Im Zuge jeder folgenden Durchforstung ist die Eignung der anfangs ausgewählten Z-Bäume für eine weitere bevorzugte Pflege kritisch zu überprüfen. Im Laufe der Pflegephase reduziert sich so die Anzahl der Z-Bäume und gleichzeitig nimmt die Durchmesserstreue des Kollektivs der räumlich in der Regel nicht gleichmäßig verteilten besten Zuwachsträger zu. Hieraus ergeben sich unterschiedliche optimale Nutzungszeitpunkte der Einzelbäume bzw. Baumgruppen und damit Strukturen für die Erziehung ungleichaltriger Rein- bzw. Mischbestände.

Tabelle 19: Z-Baum-Rahmenwerte für mittlere Verhältnisse zu Beginn der Durchforstung

Baumart	Oberhöhe ( $h_{100}$ )	Z-Baum-Zahlen
Eiche	14 – 16 m	120 - 180
Buche	14 – 16 m	100 - 140
ALh	10 – 14 m	80 - 120
Fichte	12 – 16 m	150 - 250
Douglasie	12 – 16 m	120 - 180
Kiefer	10 – 14 m	200 - 250
Lärche	10 – 14 m	100 - 150

Viele Forstbetriebe in Sachsen-Anhalt sind heute Aufbaubetriebe. Der Grundsatz der Nachhaltigkeit gebietet es, vorsichtig mit den Altholzvorräten umzugehen und das Ertragsvermögen der Bestände optimal auszunutzen. Dies ist i. d. R. nur mit langen Nutzungs- und Verjüngungszeiträumen möglich. Bereits in naher Zukunft müssen hierzu die Weichen gestellt werden, da die Prognosen zum Sturm-schadensrisiko eindeutig aufzeigen, dass mit zunehmendem Alter, steigenden Baumhöhen und wachsenden Vorräten das Windwurfrisiko in den heute überwie-gend der II. bis IV. Altersklasse zuzurechnenden Fichten- und Kiefernbeständen beträchtlich steigen wird. Einen Lösungsansatz für diesen Konflikt zwischen natu-ralen und ökonomischen Zwängen bietet vielerorts das Konzept der Zielstärken-nutzung, bei dem hiebsreife Bäume möglichst einzelstamm- oder gruppenweise genutzt werden. Das Zielstärkenkonzept ist umso besser anwendbar, je strukturrei-cher die Bestände sind. Weiser hierfür sind die Vertikalstruktur, Durchmesserdiffe-renzierung, Baumverteilung, Dichteunterschiede, Vielfalt und Durchmischung. Relativ unproblematisch nach Zielstärke nutzen und langfristig verjüngen lassen sich aus unterschiedlichen Gründen die Baumarten Douglasie, Buche und Kiefer.

Bei der Hauptbaumart Kiefer kommen neben der Zielstärkennutzung auch Schirmschlag, Saumschlag oder kleinflächiger Kahlschlag als geeignete Nutzungs-formen in Frage. Die Auswahl der jeweils angepassten Hiebsform und der Hiebs-fortschritt werden von verschiedenen Faktoren wie dem angestrebten Waldaufbau und dem Verjüngungsziel, der Wasserversorgung des Standortes (Vermeidung zu starker Wasserkonkurrenz für die Verjüngung), der Stabilität und Wertentwicklung der Altkiefern und nicht zuletzt der Ertragslage des Forstbetriebes bestimmt. Bei der Buche ist offensichtlich eine bessere räumliche Ordnung bzw. ein eher feme-lartiges, räumlich differenziertes Vorgehen bei der Zielstärkennutzung erforderlich. Dafür sprechen die derzeit nach mehreren trockenen Sommern und häufigem Fruktifizieren zu beobachtenden schlechten Kronenzustände der Altbuchen in den gleichmäßig großschirmschlagartig aufgelichteten Beständen (MLU-ST 2011). Für die Verjüngung von Eiche in Eichenbeständen sind Zielstärkennutzungen i. d. R. nicht zielführend, weil ein langsamer Hiebsfortschritt die schattentoleranteren Mischbaumarten Buche, Hainbuche, Winterlinde oder Bergahorn stark begünstigt.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Am schwierigsten sind die Verhältnisse bei der Fichte. Sie stockt im Harz meist großflächig in gleichaltrigen Reinbeständen, von denen viele in stabilere Mischbestände überführt werden sollen. Während das Windwurfisiko von Fichtenbeständen allgemein mit der Baumhöhe und dem Alter steigt, zeigt die Erfahrung jedoch, dass geschlossene Bestände mit relativ geringerer Oberflächenrauigkeit des Kronendaches und intaktem Stützgefüge weniger gefährdet sind. Bei der Zielstärkennutzung in Fichtenbeständen ist aus diesem Grund ein besonders planvolles und differenziertes Vorgehen erforderlich. Der Beachtung der waldbaulichen Ausgangslage kommt dabei große Bedeutung zu. Konkret heißt dies, in gut vorgepflegten Beständen möglichst frühzeitig, ca. ab einem Bestandesalter von 70 Jahren, mit der Zielstärkennutzung zu beginnen. Zu bevorzugen sind strukturreichere Bestandesteile. Ein Stützgefüge aus einer ausreichenden Anzahl stabiler, starker Bäume ist dabei zu erhalten. Die Eingriffsstärke erreicht maximal 60 Efm/ha bei Nutzungsintervallen von ca. 5 Jahren. Hierdurch soll möglichst lange eine geordnete Nutzung sichergestellt werden, bevor die Bestockungsgrade soweit abgesenkt sind ( $B^0 < 0,6$ ), dass saumweise oder kleinflächig abgenutzt werden muss.

Eine Alternative stellen die räumlich strenger geordneten zonenweisen Zielstärkennutzungen gegen die Hauptwindrichtung in einer Tiefe von 2 Baumlängen dar, die eine saumfemelartige Verjüngung erlauben (RICHTER 1995). In labilen Fichtenaltbeständen oder bei großflächigen, starkholzreichen Fichtenaltholzkomplexen wird es sich schließlich nicht vermeiden lassen, die Vorräte im Zuge von Saumschlägen und begrenzten Kahlschlägen schneller zu nutzen und zu verjüngen. Auch innerbetriebliche Gründe können dies erforderlich machen. Grundsätzlich erscheint bei allen Baumarten eine stärkere Differenzierung der angestrebten Zielstärkennutzungen nach den Kriterien Standortleistungsfähigkeit, Bestandesstabilität und Entwertungsfahr notwendig. Je besser die Wuchsleistung, je besser die Qualität und je geringer das Risiko bzw. die Entwertungsfahr, umso höher sollte die Zielstärke angesetzt werden (s. Tab. 20). Bei den Baumarten Fichte und Kiefer mit ihrem unausgeglichenen Altersklassenaufbau empfiehlt sich die Differenzierung der Zielstärke besonders, um die Endnutzungen bei möglichst geringem Gesamtrisiko zu strecken und so die Liquidität der Forstbetriebe zu erhalten.

Zur weiteren Risikobegrenzung bzw. Risikoverteilung trägt ein Verzicht auf labilisierende Maßnahmen wie eine nachträgliche Verdichtung des Erschließungsnetzes in höheren Bestandesaltern ebenso bei wie die rechtzeitige Etablierung von standortgerechtem Nachwuchs. In jedem Fall ist ein konsequenter Waldschutz erforderlich. Er setzt beim vorbeugenden Waldschutz an (u. a. Wildstände, Einzelbaumvitalität, Bestandesstruktur, saubere Waldwirtschaft, Waldbrandvorbeugung, Waldschutzmonitoring) und setzt sich in der Anwendung wirksamer Maßnahmen beim Überschreiten von Schwellenwerten fort.

Tabelle 20: Variable Zielstärken in Abhängigkeit von Wuchsleistung, Bestandesrisiko und Qualität

Fichte BHD - ohne Abschlag für Flaschenbildung	Bonität		I. Ekl. und besser			I.5 Ekl. – II.5 Ekl.			III. Ekl. und schlechter			
	Qualität (Rothfäule - 3 bzw. 6 m CGW, Schnee- und Eisbruch)	Bestandesrisiko (Trockenstress, Sturm, Bestandeslagerung)	75 cm	60 cm	50 cm	55 cm	50 cm	40 cm	45 cm	45 cm	45 cm	35 cm
Buche	Bonität		I. Ekl. und besser			I.5 Ekl. – II.5 Ekl.			III. Ekl. und schlechter			
	Qualität (Rote u. Synakären, Kiehläste, Drehwuchs)	Bestandesrisiko (Kronenverföchtung, Schleimfluss, Trockenstress, Sonnenbrand)	60 cm	55 cm	50 cm	60 cm	55 cm	45 cm	45 cm	45 cm	45 cm	40 cm
			75 cm	70 cm	60 cm	65 cm	60 cm	55 cm	50 cm	55 cm	50 cm	40 cm
			gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	hoch
Kiefer	Bonität		I. Ekl. und besser			I.5 Ekl. – II.5 Ekl.			III. Ekl. und schlechter			
	Qualität (Astigkeit, Beulen, Krummungen)	Bestandesrisiko (Stoßfäule, Sturm, Bestandeslagerung)	45 cm	40 cm	40 cm	45 cm	40 cm	35 cm	35 cm	35 cm	35 cm	35 cm
			50 cm	45 cm	45 cm	50 cm	45 cm	40 cm	40 cm	40 cm	40 cm	35 cm
			55 cm	50 cm	50 cm	55 cm	50 cm	45 cm	45 cm	45 cm	45 cm	35 cm
Eiche	Bonität		I. Ekl. und besser			I.5 Ekl. – II.5 Ekl.			III. Ekl. und schlechter			
	Qualität (Astigkeit, Rosen, Krummungen, Ovalität)	Bestandesrisiko (Kronenverföchtung)	60 cm	60 cm	50 cm	65 cm	60 cm	50 cm	45 cm	45 cm	45 cm	40 cm
			75 cm	70 cm	55 cm	75 cm	70 cm	60 cm	55 cm	50 cm	50 cm	40 cm
			gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	hoch

### 4.3.3 Standortgemäßer Waldbau

Die Baumartenwahl ist die wichtigste langfristige Entscheidung im Forstbetrieb. Mit ihr werden für die Dauer des Produktionszeitraumes Aufwand und Ertrag, die Lieferung von Infrastrukturleistungen, die Gestaltung des Landschaftsbildes und die Übernahme bestimmter Produktionsrisiken festgelegt (SPEIDEL 1971). Gerade unter dem Gesichtspunkt der Risikobegrenzung hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass die Baumarten standortgemäß sein müssen. Folgt man der Definition von v. LÜPKE (1995), dann ist dann eine Baumart „standortgemäß, wenn ihre Bedürfnisse an Strahlung, Wärme, Wasser und Nährstoffen durch Boden und Klima des Anbauortes gut erfüllt sind. Dies äußert sich in Gesundheit, Vitalität und gutem Wachstum.“

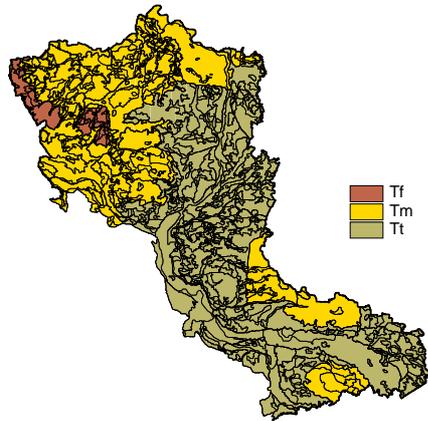
Die Einschätzung, ob eine Baumart standortgemäß ist oder nicht, beruhte bisher i. d. R. auf der gutachtlichen Einschätzung der Wasser- und Nährstoffversorgung der Standorte sowie der jeweiligen klimatischen Gegebenheiten. Unter dem Einfluss der atmosphärischen Stoffeinträge und klimatischen Änderungen stößt ein solches Vorgehen an seine Grenzen. Die im Rahmen dieser Studie eingesetzten Modelle zur klimasensitiven Beschreibung des Standort-Leistungsbezuges und der Quantifizierung abiotischer und biotischer Risiken liefern wichtige Entscheidungshilfen zur standortgemäßen Baumartenwahl unter sich ändernden ökologischen Rahmenbedingungen. Die dabei vorgenommene Trennung der Problembereiche Wachstum und Risiken wird als zweckmäßiger erachtet als Präsenz-Absenz-Betrachtungen von Baumarten auf der Grundlage von Arealmodellierungen (KÖLLING 2007, KÖLLING et al. 2010, HANEWINDEL et al. 2010), weil Wachstumsänderungen und Risiken ebenso unterschiedlichen Einflussfaktoren unterliegen, wie die verschiedenen Risiken untereinander. Abgesehen von Zwangsstandorten und den sich durch den Klimawandel abzeichnenden Grenzstandorten gibt es nicht nur eine richtige Lösung, sondern i. d. R. mehrere Anbaualternativen. Diese schließen auch die wenigen anbauwürdigen, ökologisch zuträglichen fremdländischen Baumarten, in erster Linie Douglasie, Küstentanne, Japanlärche und Roteiche, ein (OTTO 1993, SPELLMANN 1994).

Bei der Baumartenwahl sind der Standort, die Ertragsmöglichkeiten der Baumarten, ihre Risiken und die forstbetrieblichen Gegebenheiten zu berücksichtigen. Die mehrdimensionalen Ökogramme geben diesbezüglich wichtige Hinweise. Sie verbinden zurzeit die beiden Kriterien Standortleistungsfähigkeit und das Risiko durch Wasserdefizit, wobei die relativen Bonitäten die Wuchsleistungs- und Ertragsunterschiede verschiedener Anbaualternativen auf einem Standort noch unzureichend abbilden (z. B. Ki II. Ekl.:  $dG_{z_{max}}$  6,2 Vfm. m. R., Waldreinertrag ca. 35,- €/a/ha, Dgl II. Ekl.:  $dG_{z_{max}}$ : 13,5 Vfm m. R., Waldreinertrag ca. 320,-€/a/ha). Weitere Entscheidungshilfen für die Baumartenwahl bzw. den Vergleich der des Gefährdungspotenzials einer bestimmten Baumart bieten die in dieser Studie zusammengestellten Gefährdungsprofile für die Hauptbaumarten und die Modelle für das Sturmschadens- und das Waldbrandrisiko sowie das Buchdruckerbefallsri-

siko für Fichte. An weiteren Risikomodellen wird derzeit gearbeitet (Kieferngrößschädlinge, Nonne, Kiefernprachtkäfer, Wurzelschwamm).

Allgemein lassen sich für die drei naturräumlichen Großlandschaften vorläufige Empfehlungen mit Bezug zu den heutigen Klimastufen geben (Abb. 69, 70).

**Forstliche Klimastufen im Tiefland**



**Kiefer:** Leitbaumart auf armen, trockenen bis mäßig trockenen Standorten

**Douglasie:** breites Standortsspektrum von arm bis kräftig, Tm u. Tt; positiv für die Bodensanierung nach mehreren Generationen Kiefer

**Laub- und Mischwälder** (Buche, Hainbuche, Eiche, Linde und Ahornarten): mittlere bis kräftige Standorte, Tf und Tm; Fortsetzung des Umbaus zu Mischbeständen

**Küstentanne:** mittlere und ziemlich arme Standorte, Tm und Tt, günstig für den Boden

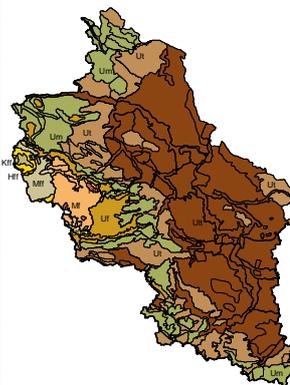
**Roteiche:** mittlere und ziemlich arme Standorte, Tf bis Tt, schlechte Streuzersetzung

**Auenwälder:** Eiche, Ulmen, Esche und andere heimische Baumarten

Abbildung 69: Waldbanliche Empfehlungen für das Tiefland Sachsen-Anhalts

**Forstliche Klimastufen im Hügelland und Gebirge**

Klimastufe	Höhe (m ü. NN)
Kff	Sehr feuchte Kammlagen 800-1.100
Hff	Sehr feuchte höhere Lagen 600-850
Hf	Feuchte höhere Lagen 580-650
Mff	Mittlere sehr feuchte Lagen 450-650
Mf	Mittlere feuchte Lagen 420-600
Uff	Untere sehr feuchte Lagen 300-480
Uf	Untere feuchte Lagen 250-450
Um	Untere mäßig trockene Lagen 150-350
Ut	Untere trockene Lagen 120-250
Utt	Untere sehr trockene Lagen



**Hügelland:**

**Buchen-Edellaubbaum-**

**Mischwälder:** kräftige, frische Standorte, Um, Uf, Uff

**Eichen-Mischwälder:** ziemlich arme bis reiche, mäßig frische bis trockene Standorte, Um, Ut, Utt

**Führendes Edellaubholz:** auf reichen und kräftigen Standorten, Uff, Ut, Utt

**Bergland:**

**Fichte:** höhere Lagen des Harzes (nicht auf Kalk)

**Fichten-Buchenmischwälder:** in den Übergangsbereichen

**Douglasie, Küstentanne oder Lärche mit Buche:** auf den mäßig trockenen Hängen und Plateaus

Abbildung 70: Waldbanliche Empfehlungen für das Berg- und Hügelland Sachsen-Anhalts

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Hohe Artendiversität bedeutet oft höhere Stabilität, fast immer aber höhere Elastizität zum Ausgleich von Störungen (OTTO 1994, KNOKE et al. 2005). Dementsprechend sind Mischbestände gegenüber biotischen und abiotischen Störungen weniger anfällig als Reinbestände. Die von allen Waldbesitzarten angestrebte Mischwaldvermehrung wird somit nicht nur zu mehr Stabilität, sondern vielfach auch zu mehr Naturnähe führen, da die Buche die wichtigste dabei verwendete Mischbaumart ist. Mit der Buche, aber auch unter den anderen Baumarten, gibt es fast keine spannungsfreien Mischungen. Daher sind bei der Begründung von Mischbeständen die Standortsansprüche und das Konkurrenzverhalten der Baumarten streng zu beachten, um den Erfolg der Mischungen zu sichern, den Pflegeaufwand zu begrenzen und natürliche Entwicklungen nutzen zu können. Wichtige Entscheidungshilfen bieten die standortsabhängige Leistungsfähigkeit der Baumarten, der Kulminationszeitpunkt ihrer Zuwachsgrößen, ihr Schattenertragnis, die Fähigkeit ihrer Kronen, Freiräume zu nutzen bzw. Seitendruck zu ertragen und ihr Standraumbedarf beim Erreichen bestimmter Zieldurchmesser. Unter Berücksichtigung dieser Gesichtspunkte ist es in gleichaltrigen Mischungen meist empfehlenswert, die Baumarten gruppen- bis horstweise oder kleinflächig zu mischen. Die betriebswirtschaftliche Bedeutung unterschiedlicher Mischungsanteile der jeweils leistungsfähigeren Baumart darf dabei nicht unterschätzt werden. Sie wirken sich erheblich auf die Begründungskosten, die Pflegeintensität und die Werterträge aus.

Die Walderneuerung sollte in Zukunft nach Möglichkeit kahlschlagfrei erfolgen. Für die Bevorzugung natürlicher Waldverjüngungen sprechen das höhere Anpassungspotenzial, die Vermeidung von Nährstoffverlusten, die Minderung der Spätfrost- und Mäusegefahr, die meist bessere Qualitätsentwicklung der Jungbestände, die Konkurrenzsteuerung mit Hilfe des Schirmes, der Lichtungszuwachs der Altbäume und die Möglichkeit der einzelstammweisen Nutzung nach Zielstärke. Darüber hinaus verursachen Naturverjüngungen wesentlich geringere Kosten als Pflanzungen oder Saaten. Die biologische Rationalisierung darf jedoch keinesfalls die Übernahme bereits heute bzw. zukünftig nicht mehr standortgemäßer Naturverjüngung einschließen. So empfiehlt es sich z. B., nicht standortgemäße Fichten-Naturverjüngung im Tiefland mit Douglasie oder Küstentanne zu überpflanzen und Pionierbaumarten in die Waldentwicklung einzubeziehen. Letztere sollten allgemein mehr Beachtung finden, da sie gut an den Klimawandel angepasst sind, häufig fruktifizieren, ihre Samen effektiv durch den Wind verbreiten und sie so in der Lage sind, Freiflächen und Störungslöcher schnell zu besiedeln (v. LÜPKE 2004). Zur Senkung der Jugendgefahren und zur Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe sollte der Waldumbau unter Beachtung der Lichtansprüche der Baumarten vorzugsweise als Voranbau erfolgen. Störungslöcher bieten die Möglichkeit, standortgemäße Baumarten frühzeitig in umzubauende Bestände einzubringen. Die Störungslöcher sollten größer als 0,3 ha sein, um den Voranbauten gute Entwicklungsmöglichkeiten zu bieten. Bei der künstlichen Bestandesbegründung ist auf die Verwendung geeigneter Herkünfte zu achten, da die meisten Baumarten große Verbreitungsgebiete haben, innerhalb derer sich die Teilpopulationen an die unter-

schiedlichen Standortbedingungen genetisch angepasst haben (BOLTE & DEGEN 2010).

Meist bieten sich beim standortsgemäßen Waldumbau mehrere gut begründete Möglichkeiten an, um die waldbaulichen Ziele zu erreichen. Diese sollten sich aber nicht nur auf die Verbesserung der Ertragsaussichten und die Senkung der Risiken beziehen, sondern auch der Gemeinwohlverpflichtung des Waldeigentums entspringen und damit die Umwelt schützen sowie die Vielfalt der Standorte, Arten und Lebensgemeinschaften erhalten.

## 5 Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wurden Veränderungsanalysen durchgeführt, die das Gefährdungspotenzial für die Waldstandorte und Waldbestände in Sachsen-Anhalt als Folge des Klimawandels darstellen. Im Einzelnen wurden folgende Aspekte untersucht:

- Veränderung des Trockenstressrisikos
- Veränderungen der Stickstoffeinträge
- Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen
- Sturmschadensrisiko
- Waldbrandrisiko
- Buchdruckerbefallsrisiko bei Fichte

Aufgrund verringerter Wasserverfügbarkeit wird ein zunehmendes Trockenstressrisiko für alle Hauptbaumarten in Sachsen-Anhalt erwartet. Dieses fällt besonders deutlich im Betrachtungszeitraum 2071 – 2100 und für die Baumarten Fichte und Buche aus. Für Kiefer, Eiche und Douglasie ist auch gegen Ende dieses Jahrhunderts nur ein mittleres Trockenstressrisiko zu erwarten. Regionen mit zukünftig hohem Trockenstressrisiko sind insbesondere die Tieflandsbereiche im Norden und Osten des Landes. In großen Teilen des Harzes ist auch weiterhin mit ausreichender Wasserverfügbarkeit durch hohe Niederschläge zu rechnen.

Die atmosphären Stickstoffeinträge als wesentliche Einflussgröße auf den Nährstoffhaushalt von Waldstandorten haben während der letzten 15 Jahre in Sachsen-Anhalt leicht abgenommen. Für die Zukunft wird mit einer weiteren Reduktion der Einträge gerechnet. Jedoch wird erwartet, dass die bisherigen Stickstoffeinträge noch lange wirksam sind, da ein hoher Anteil in Waldbeständen und Waldböden gespeichert wurde.

Die Analyse der Standort-Leistungs-Beziehungen legt aufgrund eines höheren Wärmeangebots ein zukünftig höheres Wuchspotenzial in den mittleren und höheren Lagen des Harzes nahe, während im Tief- und Hügelland im Zeitraum 2071 – 2100 in Abhängigkeit der jeweiligen Standortbedingungen ein eher geringeres

Wachstum zu erwarten ist. Hier wird die abnehmende Wasserverfügbarkeit zum begrenzenden Faktor.

Die Beurteilung des zukünftigen Sturmschadensrisikos wird durch fehlende bzw. unsichere Informationen zu Sturmhäufigkeiten und -intensitäten erschwert. In dieser Studie werden daher die Erfahrungen aus dem Jahrhundertsturm Lothar genutzt, um das Risiko für zukünftige Sturmschäden aufgrund von Bestandes- und Standortseigenschaften abzuschätzen. Danach wird aufgrund der Alters- und Höhenentwicklung der meist jungen und mittelalten Waldbestände in Sachsen-Anhalt ein zunehmendes Sturmschadensrisiko erwartet. Dieses ist für Fichtenbestände aufgrund der artspezifischen Disposition und der höheren Anteile größerer Baumhöhen am höchsten. Geländebedingt weisen Fichtenbestände jedoch auch eine hohe Variabilität auf, da im bevorzugten Vorkommensgebiet der Fichte des Harzes sowohl sehr exponierte als auch sehr geschützte Lagen auftreten. Grundsätzlich zeigen Kiefer und Eiche ähnliche zeitliche Entwicklungen der Risikostrukturen, wobei das Risikoniveau der Kiefer deutlich geringer als das der Fichte ist und die Eiche ein nochmals deutlich geringeres Niveau aufweist.

Das Waldbrandrisiko für Sachsen-Anhalt wurde mit zwei verschiedenen Waldbrandindices beschrieben, die das bisherige Waldbrandgeschehen gut nachzeichnen und zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Angewandt auf den Projektionszeitraum der Klimaszenarien wird das Waldbrandrisiko in Sachsen-Anhalt zukünftig deutlich ansteigen. In der Periode 2071 – 2100 wird demnach die Zahl der Tage mit hohem Waldbrandrisiko mehr als doppelt so hoch wie derzeit sein. Das höchste Risiko ist in den nordöstlichen Bereichen des Tieflands zu erwarten.

Zur Beschreibung des Buchdruckerbefallsrisikos der Fichte wurde ein für das niedersächsische Bergland entwickeltes Modell auf den Ostharz übertragen. Dieses bezieht Klima- und Standortinformationen in die Schätzungen ein, so dass Projektionen für die zukünftige Entwicklung des Buchdruckerbefallsrisikos möglich sind. In Zukunft ist aufgrund eines höheren Wärmeangebots und der erhöhten Befallsdisposition der Fichten durch verringerte Wasserverfügbarkeit mit einer deutlich steigenden Zahl an Käfergenerationen und damit erhöhtem Befallsrisiko zu rechnen. Das Risiko ist am höchsten in alten Fichtenreinbeständen, während mittelalte Bestände weniger betroffen sind. Mittelfristig wird das Risiko auch deshalb zunehmen, weil das mittlere Alter der Fichtenbestände im Harz deutlich zunehmen wird. Weiterhin weisen südexponierte Standorte und Standorte mit einer geringeren Wasserspeicherkapazität ein etwas erhöhtes Risiko gegenüber Schatthängen und Böden mit mittlerer bzw. hoher Wasserspeicherkapazität auf.

Nach einer Sichtung verfügbarer Quellen zu biotischen Waldschutzproblemen in den letzten Jahrzehnten muss in der Zukunft mit teilweise erheblich zunehmenden biotischen Risiken für alle Hauptbaumarten gerechnet werden. Dabei profitieren insbesondere pilzliche Erreger von milden Wintertemperaturen bei ausreichender Feuchtigkeit. Der Reproduktionserfolg von Schadinsekten wird dagegen von erhöhten Sommertemperaturen bzw. steigenden Wärmesummen während der

Vegetationszeit positiv beeinflusst. Die Beurteilung zukünftiger Waldschutzrisiken wird insbesondere durch bisher oftmals unbekannte Interaktionen verschiedener Schaderreger und ihrer jeweiligen Reaktion auf Klimaänderungen erschwert.

Aus den Ergebnissen der Veränderungsanalysen zu abiotischen und biotischen Risiken und des Standort-Leistungs-Bezugs lassen sich vorläufige Schlussfolgerungen für waldbauliche Anpassungsmaßnahmen ableiten. Im Vordergrund steht dabei die Stabilisierung bestehender Bestände sowie die Senkung bzw. Verteilung von Risiken. Erst mit dritter Priorität werden Waldumbaumaßnahmen empfohlen, die den Anbau standortsgemäßer Baumarten sowie den Anteil von Mischbeständen fördern sollen. Bei allen Anpassungsmaßnahmen sollte eine ausgewogene Berücksichtigung der verschiedenen Ökosystemdienstleistungen der Wälder verfolgt werden.

## Literatur

- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., Hannover. 438 S.
- AHRENDT, B., DÖRING, C., JANSEN, M. & MEESENBURG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. *Forst und Holz*, 63, (12): 32-36.
- AHRENDT, B., MEESENBURG, H., JANSEN, M. AND DÖRING, C. (2008): Dynamic modeling of forest management effects on N retention and output at three catchments at the Harz Mountains, Germany. Eurosoil Congress Vienna, Austria. August 25-29 2008.
- AHRENDT, B., C. DÖRING, M. JANSEN, H. MEESENBURG & F. BEESE (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. *DBG*, 110, (2): 421-422.
- AHRENDT, B., MEESENBURG, H., DÖRING, C. & JANSEN, M. (2009): Assessment of forest management effects on N-cycling at three basins in the Upper Harz Mountains, Germany. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 50, 3-7.
- AHRENDT, B. (2010): Entwicklung eines dynamischen Standortmodells auf der Basis flächenhafter Standortdaten. 3. Zwischenbericht des BMBF-Verbundprojektes „Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen – Decision Support System Wald und Klimawandel“, 10-19.
- AHRENDT, B., MEESENBURG, H., DÖRING, C. & JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins, *IAHS Publ.* 336, 32-37.
- ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2009): Beurteilung der Anbauwürdigkeit von Baumarten unter Klimawandel mittels dreidimensionaler Ökogramme. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Ascona (Schweiz) vom 25.-27.05.2009.
- ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2010a): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *For. Ecol. Manage.*, 259, 739-749.
- ALBERT, M. & SCHMIDT, M. (2010b): Dynamik der Standort-Leistungs-Beziehungen von Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie unter Klimaveränderungen in Deutschland. Tagungsband der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 17.-19.05.2010 in Körbecke, 66-81.
- ALLEN, R.G., SMITH, M. PERRIER, A. & PEREIRA, L.S. (1994): An update for definition of reference evapotranspiration. *ICID Bulletin* 43, 2.

- ALVETEG, M., WALSE, C. & WARFVINGE, P. (1998): Reconstructing historic atmospheric deposition and nutrient uptake from present day values using MAKEDEP. *Water, Air, and Soil Pollution*, 104, 269-283.
- AMANN, M., BERTOK, I., COFALA, J., HEYES, C., KLIMONT, Z., RAFAJ, P., SCHÖPP, W. & WAGNER, F. (2008): National Emission Ceilings for 2020 based on the 2008 Climate & Energy Package. NEC Scenario Analysis Report Nr. 6, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg. 72 S.
- ANDERS, S., BECK, W., BOLTE, A., HOFMANN, G., JENSSEN, M., KRAKAU, U.-K. & MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel. Oberwinter. 283 S.
- APEL, K.-H., HAUSWIRTH, M., RÖS, M., WENK, M. (2004): Schadgebiete der wichtigsten nadelfressenden Forstschadinsekten der Kiefer und Risikobewertung von Waldgebieten für das Nordostdeutsche Tiefland. *Beitr. Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 38, 14-18.
- BAIER, P., PENNERSTORFER, J. & SCHOPF, A. (2007): PHENIPS-A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecol. Manage.* 249, 171-186.
- BLASCHKE, M. (2005): Die Buchenkomplex-Krankheit – Mythos oder Realität? LWF aktuell Nr. 49, 13-15.
- BMELV (2005): Die zweite Bundeswaldinventur – Der Inventurbericht. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 231 S.
- BOLTE, A., AMMER, C., LÖF, M., MADSEN, P., NABUURS, G.-J., SCHALL, P., SPATHELF, P. & ROCK, J. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scan. J. For. Res.* 24, 473-482
- BOLTE, A. & DEGEN, B. (2010): Anpassung der Wälder an den Klimawandel: Optionen und Grenzen. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 3, 60, 111-118.
- BRESSEM, U. (2008): Komplexe Erkrankungen an Buche (Complex diseases in beech). *Beitr. aus der NW-FVA*, 3, 87-107.
- BULTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H.-D., SCHEUSCHNER T. & SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact - MAPESI). *Texte Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau*. 97 S.
- BUNDESFORSCHUNGSINSTITUT FÜR LÄNDLICHE RÄUME, WALD UND FISCHEREI (2011): Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald [Elektronische Ressource] Oehmichen, Katja. - Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
- BUNDESWALDINVENTUR: <http://www.bundeswaldinventur.de>
- BUTIN, H. (2011): Krankheiten der Wald- und Parkbäume. 4. neubearb. Aufl. Stuttgart (Hohenheim), Ulmer. 319 S.
- BÜTTNER, K., HENNIG, R., KNEITZ, G., MAJUNKE, C., SCHRÖTTER, H. (1994): Waldhygiene: Die Hauptschadgebiete des Kiefernspanners im nordostdeutschen Tiefland. *Eberswalde*, 20, 65-95.
- COLE, T.J. & GREEN, P.J. (1992): Smoothing Reference Centile Curves: the LMS Method and Penalized Likelihood. *Statist. Med.*, 11, 1305-1319.
- DENGLER, A. (1930): *Waldbau auf ökologischen Grundlagen*. Verlag Julius Springer, Berlin, 560 S.
- DISE, N. & WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecol. Manage.*, 71, 153-161.
- EBERT, W. (1967): Ergebnisse arealkundlicher Untersuchungen über die wichtigsten Kiefernbestandesschädlinge im nördlichen Tiefland der DDR. *Die Sozialistische Forstwirtschaft*, 361-364.
- EBERT, W. (1968): Die Schadgebiete unserer wichtigsten Kiefernbestandesschädlinge im Tiefland der DDR. *Archiv für Forstwesen*, Berlin. 17, 125-144.

- FANKHÄNEL, H. (1959): Der Kleine Frostspanner (*Operophthera brumata* L.) und andere Frostspannerarten im Forst. Merkblatt Nr. 29, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde. Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin, 15 S.
- FEDERER, C. A. & LASH, D. (1982) Brook2: A hydrologic simulation model for eastern forests. Univ. New Hampshire Water Resour. Res. Cent. Res. Rep. 19, revised 2005.
- FEDERER, C.A. (1995): Brook90: A simulation Model for Evaporation, Soil Water and Stream Flow, Version 3.1. Computer Freeware and Documentation. USDA Forest Service, PO box 640, Durham NH 03824, USA.
- FIEBIGER, C., SCHULTZE, B., SCHERZER, J., SUTMÖLLER, J., HENTSCHEL, S., JUNGHANS, U., DÖBBELER, H. & MEESENBURG, H. (2009): Risiken und Anpassungsstrategien für Wälder als Folge der prognostizierten Klimaveränderung in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht zum Projekt Projektnummer: 05/A03, Projektträger: Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, 132 S.
- FLEMMING, G. (1995): Wald Wetter Klima – Einführung in die Forstmeteorologie. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- FOWLER, D., SMITH, R., MULLER, J., CAPE, J.N., SUTTON, M., ERISMAN, J.W. & FAGERLI, H. (2007): Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in europe and the cause of non-linearities. *Water Air Soil Pollut.: Focus*, 7, 41-47.
- GAUGER, T., HAENEL, H.-D., RÖSEMANN, C., NAGEL, H.-D., BECKER, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. & ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau.
- GEBHARDT, T., GRAMS, T., HÄBERLE, K.-H., MATYSSEK, R., SCHULZ, C., GRIMMEISEN, W. & AMMER, C. (2012): Helfen Durchforstungen bei Trockenheit. *LWF aktuell* 87, 8-10.
- GLATZEL, G., KAZDA, M., GRILL, D., HALBWACHS G., & KATZENSTEINER, K. (1987): Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 158, 91-97.
- HABERMANN, M. & BEESTER, R. (1997): Einfluss von Bestandesstrukturen und Nadelphysiologie auf die Entstehung von Massenvermehrungen der Nonne (*Lymantria monacha* L.) in Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.) eines Dauerschadgebietes in Niedersachsen. *AFJZ*, 168, 157-162.
- HAHN, W. A. & KNOKE, T. (2010): Sustainable development and sustainable forestry: analogies, differences, and the role of flexibility. *Eur. J. Forest Res.*, 129, 787-801.
- HAMMEL, K. & KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. Forstliche Forschungsberichte München 185.
- HANDBUCH FORSTLICHE ANALYTIK (2012): Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. [http://www.bmclv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-jagd/Bodenzustandserhebung/Handbuch/Z-Ergaenzung1.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmclv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-jagd/Bodenzustandserhebung/Handbuch/Z-Ergaenzung1.pdf?__blob=publicationFile). (in Vorbereitung).
- HANEWINKEL, M., HUMMEL, S. & CULLMANN, D. (2010): Modelling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. *For. Ecol. Manage.*, 259, 710-719.
- HANSEN, J. (2006): Der WaldPlaner - Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. Trippstadt, 112-119.
- HARTIG, R. (1878): Die krebsartigen Krankheiten der Rothbuche. *Z. Forst- u. Jagdwesen* 9, 377-383.
- HARTMANN, G. (1996): Ursachenanalyse des Eichensterbens in Deutschland – Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In: WULF, A., KEHR, R.: Eichensterben in Deutschland: Situation,

- Ursachenforschung und Bewertung. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt, Berlin. 318: 125-152.
- HARTMANN, G. & BLANK, R. (1992): Winterfrost, Kahlfraß und Prachtkäferbefall als Faktoren im Ursachenkomplex des Eichensterbens in Norddeutschland. *Forst und Holz*, 47, 443-452.
- HAUCK, M., ZIMMERMANN, J., MASCHA, J., DULAMSUREN, C., BADE, C., AHREND, B. & LEUSCHNER, C. (2012): Rapid recovery of stem growth at reduced SO<sub>2</sub> levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. *Environ. Pollut.*, 164, 132-141.
- JANSEN, M., DÖRING, C., AHREND, B., MEESENBURG, H., MEIWES, K.J. & BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschutzkalkung im Wald. Mitteilungen der DBG, 110, 483-484.
- KÄSE, H. (1969): Ein Vorschlag für eine Methode zur Bestimmung und Vorhersage der Waldbrandgefährdung mit Hilfe komplexer Kennziffern. Abh. des meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik 94 (13).
- KENK, G. & FISCHER, H. (1988): Evidence from nitrogen fertilisation in the forests of Germany. *Environ. Pollut.*, 54, 199-218.
- KNOKE, T., STIMM, B., AMMER, C. & MOOG, M. (2005): Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution on an ecological concept. *For. Ecol. Manage.* 213, 102-116.
- KOHLER, M., SOHN, J., NÄGELE, G. & BAUHAUS, J. (2010): Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karts.) be increased through thinning? *Eur. J. Forest Res.*, 129, 1109-1118.
- KÖLLING, C. (2007): Klimahüllen von 27 Waldbaumarten. *AFZ-Der Wald*, 62. Jg., 1242-1245.
- KÖLLING, C., BEINHOFER, B., HAHN, A. & KNOKE, T. (2010): Wie soll die Forstwirtschaft auf neue Risiken im Klimawandel reagieren? *AFZ-Der Wald* 5, 18-22.
- KONTZOG, H.-G. (1996): „Eichensterben“ in Sachsen-Anhalt: Entwicklung des Schadgeschehens. In: WULF, A., KEHR, R.: Eichensterben in Deutschland: Situation, Ursachenforschung und Bewertung. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt, Berlin 318, 8-12.
- KREIENKAMP, F., SPEKAT, A. & ENKE, W. (2012): Durchführung einer Untersuchung zu den Folgen des Klimawandels in Sachsen-Anhalt. Bericht, Los 1.1 und 2.1. Climate and Environment Consulting Potsdam GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).
- KROPP, J., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., RACHIMOW, C., LÜTTGER, A., WECHUNG, F., LASCH, P., CHRISTIANSEN, E., REYER, C., SUCKOW, F., GUTSCH, M., HOLSTEN, A., KARTSCHALL, T., WODINSKI, M., HAUF, Y., CONRADT, T., ÖSTERLE, H., WALTHER, C., LISSNER, T., LUX, N., TEKKE, V., RITSCHIE, S., KOSSAK, J., KLAUS, M., VETTER, L.C.L.T. & KLOSE, M. (2009): Klimawandel in Sachsen-Anhalt – Verletzlichkeiten gegenüber den Folgen des Klimawandels. Technical report, Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK).
- KURTH, H. (2005): Landesspezifische Auswertung der BWI 2. unveröff.
- LANGER, G., BRESSEM, U. & HABERMANN, M. (2011): Diplodia-Triebsterben der Kiefer und endophytischer Nachweis des Erregers *Sphaeropsis sapinea*. *AFZ-DerWald*, (11), 28-31.
- LAUBHANN, D., STERBA, H., REINDS, G.J. & DEVRIES, W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.*, 258, 1751-1761.
- LEUSCHNER, C. (1998): Water extraction by fine roots in the forest floor of a temperate *Fagus-Quercus* forest. *Annals Forest Sci.*, 55, 141-157.
- LINDBERG, M. & JOHANSSON, M. (1992): Resistance of *Picea abies* seedlings to infection by *Heterobasidion annosum* in relation to drought stress. *European J. Forest Pathol.*, 22, 115-124.
- LINKOV, I., SATTERSTROM, F., KIKER, G., BATCHELOR, C., BRIDGES, T. & FERGUSON, E. (2006): From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: Recent developments and applications. *Environmental International*, 32, 1072-1093.

- LITERSKI, B., KÜSTNER, A. & HAMPICKE, U. (2010): Vegetations- und standortkundliche Untersuchungen in Sukzessionswäldern auf der Insel Usedom. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, (9), 5-14.
- LÜPKE v., B. (1995): Waldbau unter ökonomischen Zwängen? Vortrag anlässlich des Forstökonomischen Kolloquiums "Forstwirtschaft im Umbruch" am 12.5.1995 in Göttingen.
- LÜPKE v., B. (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. *Forstarchiv*, 75, 43-50.
- MAJUNKE, C., MÖLLER, K. & FUNKE, M. (2004): Waldschutz-Merkblatt Nr. 52 – Die Nonne. Landesforstanstalt Eberswalde, Abteilung Waldschutz. 24 S.
- MATSON, P., LOHSE, K.A. & HALL, S. J. (2002): The globalisation of nitrogen exposition: Consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio*, 31, 113-119.
- MENZEL, A. & FABIAN, P. (1999): Growing season extended in Europe. *Nature* 397, 659.
- MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT (MLU) SACHSEN-ANHALT (2011): Waldzustandsbericht 2011. Eigenverlag, 27. S.
- MITSCHERLICH, G. (1981): Wald, Wachstum und Umwelt, 2. Bd. Waldklima und Wasserhaushalt, J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M., 402 S.
- MUDELSEE, M., CHIRILA, D., DEUTSCHLÄNDER, T., DÖRING, C., HAERTER, J., HAGEMANN, S., HOFFMANN, H., JACOB, D., KRAHÉ, P., LOHMANN, G., MOSELEY, C., NILSON, E., PANFEROV, O., RATH, T. & TINZ, B. (2010): Climate Model Bias Correction und die Deutsche Anpassungsstrategie. *Mitteilungen der DMG*, 03, 2-7.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). *Arbeitshefte Boden*, 2004, (2), 409.
- NÄGEL, R.-V. & SPELLMANN, H. (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. In: Nordwestdt. Forstl. Versuchsanstalt (Hrsg.) 2008: Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. *Beitr. aus der Nordwestdt. Forstl. Versuchsanstalt*, 3, 221-265.
- NESTEROV, V.G. (1949): Combustibility of the forest and methods for its determination. USSR State Industry Press.
- NIESAR, M. (2007): Symptom- und Ursachenanalyse der aktuellen Buchenerkrankung in höheren Lagen von Nordrhein-Westfalen. *Diss. Math.-Nat. Fak. Georg-August-Universität Göttingen*, Cuvillier Verlag Göttingen, 115 S.
- NILSEN, P. (1990): Effect of nitrogen on drought of Norway spruce and Scots pine. *Sci. Total Environ.*, 96, 189-198.
- NILSSON, L.-O. & WIKLUND, K. (1992): Influence of nutrient and water stress on Norway spruce production in south Sweden - the role of air pollutants. *Plant and Soil*, 147, 251-265.
- OTTO, H. J. (1993): Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst u. Holz*, 48, 454-456.
- OTTO, H. J. (1994): *Waldökologie*, Ulmer Verlag, Stuttgart, 391 S.
- OVERBECK, M., SCHMIDT, M., FISCHER, Ch., EVERS, J., SCHULZE, A., HÖVELMANN, T. & SPELLMANN, H. (2011): Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv* 82, 92-100.
- OVERBECK, M. & SCHMIDT, M. (2011): Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *For. Ecol. Manage.*, 266, 115-125.
- PETERCORD, R. (1999): Entwicklung bewirtschafteter Buchen-Edellaubholz-Mischbestände unter dem Einfluß der Buchenwollschilde ( *Cryptococcus fagisuga* Lind.) unter besonderer Berücksichtigung physiologischer und genetischer Aspekte. *Diss.*, Hainholz Verlag Göttingen.
- PIANI, C., HAERTER, J.O. & COPPOLA, E. (2010): Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. *Theor. Appl. Climatol.*, 99, 187-192.
- POLLEY, H. (2009): Wald in Schutzgebieten. *vTI Sonderheft* 327, 75-82.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2006): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G. & ZACHARIAS, S. (2008): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. Berlin. 51 S.
- RICHTER, D. (1965): Zum Auftreten des Großen Fichtenborkenkäfers (*Ips typographus* L.). Die Sozialistische Forstwirtschaft, (Sonderdruck, Heft 2) (15), 49-54.
- RICHTER, J. (1995): Der Übergang zur Zielstärkennutzung in gleichaltrigen Fichtenbeständen. Forst u. Holz, 50, 414-415
- RIGBY, R. A. & STASINOPOULOS, D. M. (2004): Smooth centile curves for skew and kurtotic data modelled using the Box-Cox Power Exponential distribution. Statistics in Medicine, 23, 3053-3076.
- RÜTHER, B., HANSEN, J., SPELLMANN, H., NAGEL, J., MÖHRING, B., SCHMIDT-WALTER, P. & DIETER, M. (2008): Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.), 60 S.
- SCHELHAAS, M.-J., NABUURS, G.-J. & SCHUCK, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. Global Change Biology 9, 1620-1633.
- SCHMIDT, M., HANEWINKEL, M., KÄNDLER, G., KUBLIN, E. & KOHNLE, U. (2010): An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage — experiences with the winter storm of 1999 in southwestern Germany. Can. J. For Res., 40, 1636-1652 (doi:10.1139/X10-099).
- SCHÖBER, R. (1988): Von Zukunfts- und Elitebäumen. AFJZ, 159, 11/12, 239-248.
- SCHÖPP, W., POSCH, M., MYLONA, S. & JOHANSSON, M. (2003): Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrology and Earth System Sci., 7, 436-446.
- SCHULLA, J. & JASPER, K. (2007): Model Description WaSiM-ETH, Technical Report, unveröff. [http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim\\_2007\\_en.pdf](http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2007_en.pdf).
- SCHULZE, G. (1995): SEA 95 - Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung). Teil A, Standortformen. 300 S.
- SCHWERDTFEGGER, F. (1981): Die Waldkrankheiten. Ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes. 4. Aufl., Hamburg, Berlin, Parey. 486 S.
- SCOTT, R.E. & MITCHELL, S.J. (2005): Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree neighbourhood and stand attributes. For. Ecol. Manage. 218, 193-209. doi:10.1016/j.foreco.2005.07.012.
- SPEIDEL, G. (1991): Planung im Forstbetrieb. Hamburg u. Berlin, 267 S.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 41 138, Publikationen des Umweltbundesamtes.
- SPELLMANN, H. (1994): Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. AFJZ, 165, 27-34.
- SPELLMANN, H. (2001): Bewirtschaftung der Eiche auf der Grundlage waldwachstumskundlicher Untersuchungen in Nordwestdeutschland. Beitr. für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 35, 145-152.
- SPELLMANN, H. (2004): Ursachen-Wirkungs-Beziehungen am Beispiel der Douglasie, waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen für Waldbewirtschaftung und Forstplanung. AFJZ, 175, 142-150.
- SPELLMANN, H. (2008): Die Kiefer – ein Auslaufmodell? – Beiträge für eine zielgerichtete Entwicklung. In: Nordwestdt. Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) 2008: Die Waldkiefer – Fachtagung zum Baum des Jahres 2007. Beitr. aus der Nordwestdt. Forstl. Versuchsanstalt, 2, 63-78

- SPELLMANN, H. (2010): Nachhaltige Waldbewirtschaftung auf ökologischen Grundlagen. In: DEPENHAUER, O. & MÖHRING, B. (Hrsg.): Waldeigentum. Bibliothek des Eigentums, 8. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 99-116.
- SPELLMANN, H., ALBERT M., SCHMIDT M., SUTMÖLLER, J. & OVERBECK, M. (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. AFZ/Der Wald 11, 19-23.
- SPELLMANN, H. & SCHMIDT, M. (2003): Massen-, Sorten- und Wertertrag der Fichte in Abhängigkeit von der Bestandesbehandlung. Forst u. Holz, 58, 412-419.
- SPELLMANN, H., SUTMÖLLER, J. & MEESENBERG, H. (2007): Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. AFZ/Der Wald, 23, 1246-1249.
- SPIECKER, H., MIELIKÄINEN, K., KÖHL, M. & SKOVSGAARD, J.P. (1996): Growth trends in European forests. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 372 S.
- STASINOPOULOS, D.M. & RIGBY R.A. (2007): Generalized additive models for location scale and shape (GAMLSS). R. J. Statistical Software, 23, <http://www.jstatsoft.org/v23/i07>.
- STENLID, J. & REDFERN, D.B. (1998): Spread within the tree and stand. In: *Heterobasidion annosum*. Biology, Ecology, Impact and Control. Eds. S. WOODWARD, J. STENLID, R. KARJALAINEN & A. HÜTTERMANN. CAB International, Wallingford, 125-141.
- SUTMÖLLER, J., FIEBIGER, C. & MEESENBERG, H. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Wäldern – Modellgestützte Risikoabschätzung für ausgewählte Waldbestände im Hessischen Ried. Ber. Freiburger Forstl. Forschung 82, 111-121.
- SVERDRUP, H. & WARFVINGE, P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl. Geochemistry, 8, 273-283.
- SVERDRUP, H., BELYAZID, S., NIHLGARD, B. & ERICSON, L. (2007): Modelling change in ground vegetation response to acid and nitrogen pollution, climate change and forest management at in Sweden 1500-2100 A.D. Water, Air and Soil Pollution: Focus, 7, 163-179.
- ŠVESTKA, M., HOCHMUT, R. & JANČARIK, V. (1998): Praktické metody ochrany lesa. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy. 311 S.
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid-base budget of Central European forest ecosystems. In: GODBOLD, D. & A. HÜTTERMANN: Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. New York, 1-50.
- VAN WAGNER, C. E. (1987): Development and structure of the Canadian forest fire weather index. Forestry Technical Report 35, Canadian Forestry Service.
- VELDMANN, G. (2000): Kritische Einschätzung der Buchdrucker-Befallsentwicklung im Nationalpark Hochharz. In: Beiträge zur Waldschutzforschung in Thüringen. Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Gotha. 17, 163-172.
- VELDMANN, G., KONTZOG, H.-G. (1994): Waldschutzsituation in Sachsen-Anhalt 1993/94. Der Wald, Berlin, 44 (4), 128-129.
- VON WILPERT (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Freiburger Bodenkundl. Abh. 24.
- WACHENDORF, R. (1983): Erfahrungen über das Auftreten von Krankheiten und Schaderregern in den Buchenwäldern des nordwestlichen Mitteleuropas und deren Auswirkungen. Der Forst- und Holzwirt 38, 146-149.
- WALDSCHUTZBERICHTE: 1960 – 2005: Der Wald, Die sozialistische Forstwirtschaft, AFZ Der Wald.
- WALSE, C., BERG, B. & SVERDRUP, H. (1998): Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture, and acidity. Environ. Res., 6, 25-40.
- WERMELINGER, B. & SEIFERT, M. (1998): Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col. Scolytidae). J. Appl. Entomol. 122, 185-191.
- WIECZOREK, H.-H. (1992): Umweltschäden in der DDR: dargestellt an einer Analyse von Bekämpfungsaktionen gegen den Forstschädling Nonne (*Lymantria monacha* L.) in den Jahren 1980 bis 1984. Berlin, Duncker & Humboldt, 236 S.

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

WOOD, S.N. (2006): Generalized additive models: an introduction with R. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, 391 S.

## Anhang

### *Verzeichnis der Abbildungen*

### *Verzeichnis der Tabellen*

*Tabelle A1: BHD-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt nach Baumartengruppen und Simulationszeitpunkten.*

*Tabelle A2: Baumhöhen-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt nach Baumartengruppen und Simulationszeitpunkten.*

*Abbildung A1: Trockenstressrisiko für die Kiefer in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B*

*Abbildung A2: Trockenstressrisiko für die Fichte in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B*

*Abbildung A3: Trockenstressrisiko für die Buche in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B*

*Abbildung A4: Trockenstressrisiko für die Eiche und Douglasie in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B*

*Abbildung A5: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe ALH in Sachsen-Anhalt.*

*Abbildung A6: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe ALN in Sachsen-Anhalt.*

*Abbildung A7: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Buche in Sachsen-Anhalt.*

## Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Waldflächen in Sachsen-Anhalt und pflanzenverfügbares Bodenwasser	2
Abbildung 2: Klimatische Wasserbilanz (KWB) und Summe aus KWB und nutzbarer Feldkapazität (nFK) am Beispiel der 30jährigen Periode 1971 bis 2000 (Mittelwert der Vegetationsperiode)	5
Abbildung 3: Trockenstressrisiko für die Kiefer in Sachsen-Anhalt	8
Abbildung 4: Trockenstressrisiko für die Fichte in Sachsen-Anhalt	9
Abbildung 5: Trockenstressrisiko für die Buche in Sachsen-Anhalt	9
Abbildung 6: Trockenstressrisiko für die Eiche und Douglasie in Sachsen-Anhalt	10
Abbildung 7: Räumliche Auflösung der EMEP-Daten (links) und regionale Verteilung der Stickstoff-depositionen im Jahr 2007 für Nadelwälder nach BUILTJES et al. (2011).	11
Abbildung 8: Vergleich der Gesamt-N-Deposition des EMEP-Datensatzes mit der Gesamt-N-Deposition auf den Level II-Flächen des forstlichen Umweltmonitorings (berechnet nach ULRICH 1994).	13
Abbildung 9: Räumlich Verteilung der projizierten Stickstoffdepositionen für die Untersuchungseinheiten im Jahre 2020 (Datengrundlage ist BUILTJES et al. 2011).	15
Abbildung 10: Lage der BWI- und BZE II-Standorte im Untersuchungsgebiet.	16
Abbildung 11: Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) für eine Bezugstiefe von 140 cm (Datengrundlage: VBK50 Sachsen-Anhalt).	18
Abbildung 12: Beziehung zwischen $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ und $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ anhand der Bodenprofile der Bundesweitzustandserhebung (BZE I) im Wald aus Sachsen-Anhalt.	20
Abbildung 13: Abdeckung der Standorte durch die digitale Standortskartierung (gelbe Farbe) im Untersuchungsgebiet.	21
Abbildung 14: Grobe Einstufung der Nährstoffversorgung an den Bearbeitungspunkten im Untersuchungsgebiet.	24
Abbildung 15: Nicht-linearer Effekt der Temperatursumme in der Vegetationszeit auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten. Die gestrichelten Linien beschreiben punktweise Prognoseintervalle (5% Irrtumswahrscheinlichkeit). Die Striche auf der Abszisse markieren Datensätze mit der entsprechenden Ausprägung.	27
Abbildung 16: Nicht-linearer Effekt der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten.	28
Abbildung 17: Nicht-linearer bzw. linearer (Buche) Effekt der nutzbaren Feldkapazität auf die Mittelhöhenbonität der vier Baumarten.	29

- Abbildung 18: Nicht-linearer Effekt der Stickstoffdepositionsrate auf die Mittelhöhenbonität der fünf Baumarten. 30
- Abbildung 19: Lage der 937 BWI-Standorte und die geografische Einteilung in Tiefland-, Hügelland- und Berglandstandorte. 33
- Abbildung 20: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumarten Buche (links) und Eiche (rechts). 34
- Abbildung 21: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumarten Fichte (links) und Kiefer (rechts). 35
- Abbildung 22: Standortleistungsfähigkeit für die Periode 1981 bis 2010 (Status quo) sowie für die drei Projektionsperioden für die Baumart Douglasie. 36
- Abbildung 23: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Buche in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden. 37
- Abbildung 24: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Eiche in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden. 38
- Abbildung 25: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Fichte in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden. 39
- Abbildung 26: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Kiefer in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden. 40
- Abbildung 27: Häufigkeitsverteilung der als Ertragsklasse ausgedrückten Standortleistungsfähigkeit für die Baumart Douglasie in den drei Gebieten für die Referenzperiode (Status quo) und die drei Projektionsperioden. 41
- Abbildung 28: Definition der Anbauwürdigkeitsklassen (Kategorie) in Abhängigkeit der beiden Kriterien Standortleistungsfähigkeit und Trockenstressrisiko. 44
- Abbildung 29: Geografische Lage der für die Ökogrammerstellung verwendeten Standorte. 46
- Abbildung 30: Ökogramme für Buche, Eiche, Kiefer und Douglasie am Standort Tiefland 1 (Höhenlage 98 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 15,4°C; Niederschlagssumme in der VZ 267 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 215 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1825 eq/a/ha). 47
- Abbildung 31: Ökogramme für Buche, Eiche, Kiefer und Douglasie am Standort Tiefland 2 (Höhenlage 69 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 16,3°C; Niederschlagssumme in der VZ 260 mm; ziemliche arme

- Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 175 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1819 eq/a/ha). 48
- Abbildung 32: Ökogramme für Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Hügelland (Höhenlage 174 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 15,6°C; Niederschlagssumme in der VZ 274 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 132 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 1777 eq/a/ha). 49
- Abbildung 33: Ökogramme für Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Bergland 1 (Höhenlage 546 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 13,6°C; Niederschlagssumme in der VZ 349 mm; mittlere Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 117 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 2790 eq/a/ha). 50
- Abbildung 34: Ökogramme für Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie am Standort Bergland 2 (Höhenlage 796 m NN; mittlere Temperatur in der VZ 14,3°C; Niederschlagssumme in der VZ 382 mm; ziemlich arme Nährstoffverhältnisse; nutzbare Feldkapazität 148 mm; mittlere jährliche Stickstoffdeposition 2993 eq/a/ha). 51
- Abbildung 35: Abgeschätzte Vernässungsstufen an den Bearbeitungspunkten im Untersuchungsgebiet. 57
- Abbildung 36: Durch die geographische Lage (als Proxy für die Windgeschwindigkeit) und die Einzelbaumhöhe bedingte Unterschiede der prognostizierten Schadwahrscheinlichkeit, die durch ihr 95 % Prognoseintervall beschrieben wird. In der Abbildung und der Karte übereinstimmende Ziffern kennzeichnen die Zugehörigkeit der Wahrscheinlichkeitsverläufe zur jeweiligen geographischen Lage. Der BHD wird mit variierender Höhe so verändert, dass ein konstanter h/d-Wert von 80 [cm/cm] resultiert. Die übrigen Prädiktoren wurden konstant gehalten (Baumartengruppe Fichte, Median der Exponiertheit (modifizierte Topex-to-Distance-Indices)). 59
- Abbildung 37: Windrose der Himmelsrichtungen für die separate Topex-Werte berechnet wurden. Pfeile markieren Himmelsrichtungen, deren Topex-Werte im Parametrisierungsprozess als Prädiktoren ausgewählt wurden. Die Stärke der Pfeile ist proportional zum Betrag der Regressionskoeffizienten, so dass beispielsweise deutlich wird, dass die Exponiertheit in westlicher Richtung einen ca. 3-fach stärkeren Einfluss auf das Schadrisiko hat als die Exponiertheit in östlicher Richtung. Gleichartige Linientypen kennzeichnen Himmelsrichtungspaare, die aufsummiert die Werte der modifizierten Topex-Indices ergeben, die als Prädiktoren in die Regressionsanalyse eingehen. 60
- Abbildung 38: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Kiefer in Sachsen-Anhalt. 67

- Abbildung 39: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Kiefer in Sachsen-Anhalt. 68
- Abbildung 40: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Fichte in Sachsen-Anhalt. 69
- Abbildung 41: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Fichte in Sachsen-Anhalt. 70
- Abbildung 42: Verteilungen der Schirmfläche sowie der relativen Schirmfläche über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Eiche in Sachsen-Anhalt. 71
- Abbildung 43: Verteilungen des Vorrates sowie des relativen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Eiche in Sachsen-Anhalt. 72
- Abbildung 44: Jährliche Tage, an denen die Waldbrandkennziffer 1954-1959 über dem Grenzwert von 4000 lag. Ausschnitt für Sachsen-Anhalt und angrenzende Gebiete (verändert nach KÄSE 1969 bzw. FLEMMING 1995) 74
- Abbildung 45: Exponentielle Regression zwischen relativer Luftfeuchte um 13 Uhr und dem für die Tagesmaximaltemperatur errechneten Wert (Daten: Klimastation Potsdam 1893 – 2008) 76
- Abbildung 46: Vergleich der Temperatursumme zum Blühzeitpunkt der Robinie bzw. zum Blattaustrieb der Birke anhand von Daten des phänologischen Messnetzes des DWD. 77
- Abbildung 47: Vergleich des erweiterten M68-Index mit dem Original-M68 (KÄSE 1969) für den Zeitraum 1954-1959 78
- Abbildung 48: Vergleich des erweiterten M68-Index mit der Zahl der Brandtage für den Zeitraum 1954-1959 78
- Abbildung 49: Veränderung der heutigen (2004-2010) Jahresdynamik des erweiterten M68 an der Klimastation Gardelegen im Vergleich zum Zeitraum 1954-1959 79
- Abbildung 50: Vergleich der Jahresdynamik der tatsächlich aufgetretenen Brände 1954-1959 und 2004-2010. 80
- Abbildung 51: Vergleich der Jahresdynamik von erweitertem M68-Index (2004-2010) mit der Zahl der Brandtage in Sachsen-Anhalt bzw. in der Colbitzer und Letzlinger Heide 81
- Abbildung 52: Lage der für die räumliche Interpolation der Waldbrandindices verwendeten Klimastationen 82

- Abbildung 53: Vergleich der M68-Risikokarte 2004 – 2011 auf Grundlage der WETTREG2010-Simulationen mit einer entsprechenden Risikokarte auf Basis von DWD-Messdaten 83
- Abbildung 54: Entwicklung des Waldbrandrisikos nach Simulationen mit dem erweiterten M68-Index 84
- Abbildung 55: Entwicklung der Humusfeuchte im Jahr 2009 nach Messungen des Matrixpotenzials in 15 cm Tiefe (rote Punkte), Simulationen mit LWF-Brook90 für 3 cm Tiefe (hellblau) und relative Abschätzung mit dem FWI Duff Moisture Code (braun). 86
- Abbildung 56: Vergleich der Risikokarte für die FWI-Streuzüandanfälligkeit (FFMC) auf Grundlage der Wettreg2010-Simulationen für 2004 bis 2011 mit einer entsprechenden Risikokarte auf Basis von DWD-Messdaten 87
- Abbildung 57: Zukünftige Entwicklung des Waldbrandrisikos nach Simulationen mit dem FWI 88
- Abbildung 58: Modelleffekt des Bestandesalters auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). Der originale Effekt ist durch die schwarze Linie und eine zugehörige Approximation, die ein Absinken des Risikos mit steigendem Alter verhindert, durch die rote gestrichelte Linie dargestellt. 93
- Abbildung 59: Modelleffekt des Mischungsprozentes der Fichte auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). 93
- Abbildung 60: Modelleffekt der Temperatursumme in der Vegetationszeit auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). 94
- Abbildung 61: Modelleffekt der nutzbaren Feldkapazität (nFK) auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). 95
- Abbildung 62: Modelleffekt des Topex zur Erfassung der Südexponiertheit auf das 10-jährige Befallsrisiko der Fichte durch den Buchdrucker mit Darstellung des 95%-Prognoseintervalls (graues Band). 95
- Abbildung 63: Verteilungen der Schirmfläche und des Vorrates der Fichte über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten auf der Grundlage des Szenarios eines „naturnahen Waldbaus“ der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“ im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes. 97
- Abbildung 64: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 100, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden. 98

- Abbildung 65: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 66, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden. 99
- Abbildung 66: Verteilungen der Schirmfläche über Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes unter Annahme verschiedener Modellbestände mit einem Fichtenmischungsprozent von 33, die sich bezüglich des Bestandesalters (100, 80, 60 Jahre) unterscheiden. 100
- Abbildung 67: Baumartenverteilung in Sachsen-Anhalt (KURTH 2005). 109
- Abbildung 68: Flächenanteile der Baumartengruppen nach Altersklassen (BMELV 2005). 110
- Abbildung 69: Waldbauliche Empfehlungen für das Tiefland Sachsen-Anhalts. 119
- Abbildung 70: Waldbauliche Empfehlungen für das Berg- und Hügelland Sachsen-Anhalts. 119

## Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität in der Vegetationsperiode für die Varianten des Klimaszenario A1B (WETTREG2010) .....	4
Tabelle 2: Definition des baumartenspezifischen Trockenstressrisikos (KWB + nFK in der Vegetationszeit, in Anlehnung an SPELLMANN et al. 2011).....	6
Tabelle 3: Flächengröße (in ha) der Hauptbaumarten an den definierten Trockenstressrisikoklassen.....	7
Tabelle 4: Szenarien der Emissionsentwicklung in Deutschland bis zum Jahr 2020. Das Bezugsjahr für die prozentuale Reduktion ist 2000 (AMANN et al. 2008). .....	14
Tabelle 5: Ausgewählte multiple Regressionsmodelle (MR) zur Abschätzung der „numerischen“ Nährstoffziffer für die Regionen „Tiefland“ und „Bergland u. Mittelgebirge“. NZ: Nährstoffziffer (1-17), KAK <sub>p</sub> : potentielle Kationenaustauschkapazität, BS: Basensättigung (0-100%), T: Tongehalt, U: Schluffgehalt, SK: Skelettgehalt, TEMP: Jahresmitteltemperatur (°C).....	20
Tabelle 6: Parameterschätzungen der ausgewählten multiplen Regressionsmodelle zur Abschätzung der „numerischen“ Nährstoffziffer für die Kartierschemata „Flachland“ sowie „Bergland und Hügelland“ des niedersächsischen Standortkartierungsverfahrens.....	22
Tabelle 7: Potenzielle Kationenaustauschkapazität KAK <sub>pot</sub> in Abhängigkeit vom Humusgehalt (Müller 2004).....	23
Tabelle 8: Kenngrößen der Modellgüte (se=Standardfehler). .....	27
Tabelle 9: Definition des baumartenspezifischen Trockenstressrisikos anhand der Summe aus nutzbarer Feldkapazität (nFK) und klimatischer Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit (VZ) (nach SPELLMANN et al. 2011, verändert). .....	45
Tabelle 10: BHD-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008) nach Baumartengruppen und für die Simulationszeitpunkte 2007, 2022 und 2037. Die Verteilungen aller 5-jährigen Simulationszeitpunkte sind im Anhang aufgeführt. ....	53
Tabelle 11: Baumhöhen-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt (RÜTHER et al. 2008) nach Baumartengruppen und für die Simulationszeitpunkte 2007, 2022 und 2037. Die Verteilungen aller 5-jährigen Simulationszeitpunkte sind im Anhang aufgeführt. ....	54
Tabelle 12: Verteilungen des Top_to_Dis_1' (Abb. 2) nach Baumartengruppen....	55

Tabelle 13: Ableitung der drei Kategorien der Vernässungsstufe des Sturmschadensmodells aus der bodenkundlichen Feuchtestufe (BKF) der VBK50 (in Anlehnung an MÜLLER 2004). .....	56
Tabelle 14: Ausprägungen der Klassifizierungsvariablen Eigentumsart, Wuchsgebietsgruppe, Wuchsgebiet, Stärkeklasse (BHD), Baumartengruppe und die Zielgrößen, für die eine Einschätzung der Sturmschadenswahrscheinlichkeit erfolgte. Für die Baumartengruppen sind in Klammern die variablen unteren Grenzen der obersten Stärkeklasse (X) angegeben. ....	64
Tabelle 15: Verteilungen der Prädiktorvariablen an 135 BWI-Stichprobenecken zu verschiedenen Zeitpunkten der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ der „Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt“, die für die mittelfristige Prognose des 10-jährigen Befallsrisikos der Fichte durch den Buchdrucker genutzt wurden. ....	90
Tabelle 16: Verteilungen von Standortvariablen an 249 BWI-Stichprobenecken, die für langfristige Prognose des 10-jährigen Befallsrisikos der Fichte durch den Buchdrucker genutzt wurden. ....	91
Tabelle 17: Verteilungen der Schirmfläche über Höhen- und Risikostufen für die drei Prognosezeiträume 2011-2040, 2041-2070 und 2071-2100 im Sachsen-Anhalter Teil des Harzes für einen exemplarischen 100-jährigen reinen Fichtenmodellbestand (Fichtenmischungsprozent = 100). Fett gedruckt ist die Risikostufe, die innerhalb einer Projektionsperiode und Höhenstufe die größte Fläche aufweist.....	101
Tabelle 18: Ökologische Ansprüche und Eigenschaften wichtiger Baumarten (SPELLMANN 2010).....	112
Tabelle 19: Z-Baum-Rahmenwerte für mittlere Verhältnisse zu Beginn der Durchforstung. ....	115
Tabelle 20: Variable Zielstärken in Abhängigkeit von Wuchsleistung, Bestandesrisiko und Qualität.....	117

*Tabelle A1: BHD-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt nach Baumartengruppen und Simulationszeitpunkten.*

	Quantile der BHD-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [cm]										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
ALH 2007	7.1	9.1	10.9	12.4	13.6	15.2	17.4	20.4	24.7	32.1	94.8
ALH 2012	7	9.9	11.8	13.4	14.8	16.6	18.9	22	26.7	34.1	79
ALH 2017	7	7	10.3	13.3	15.1	17.1	19.7	23.1	27.6	35.6	73.6
ALH 2022	7	7	7	7	7	7	8.4	15.1	20.4	29.1	73.8
ALH 2027	7	7	7	7.6	7.9	8.2	8.7	9.8	17.7	28.2	70.3
ALH 2032	7	7.7	8.1	8.5	9	9.6	10.3	11.8	19.6	31.4	72
ALH 2037	7	8.6	9.1	9.7	10.4	11.1	12.1	14.5	22.7	34.9	76
ALN 2007	7	8.7	10.2	11.4	12.7	14.2	16.6	18.9	23	28.4	151.6
ALN 2012	7	7	9.6	12.3	13.9	15.5	17.4	19.6	23.1	29	71.4
ALN 2017	7	7	7	7	7	7	7.7	13	17.9	23.8	75.5
ALN 2022	7	7	7	7.5	8	8.6	9.5	11.2	16.9	24.1	79
ALN 2027	7	7.4	7.8	8.2	8.9	9.8	11.1	13	17.8	25.5	85.7
ALN 2032	7.1	8.2	8.7	9.3	10.1	11.3	12.9	15.2	19.8	27.7	90.6
ALN 2037	7.2	8.8	9.5	10.3	11.3	12.6	14.6	17.3	21.7	29.7	97.4
BU 2007	7.1	8	9	10.4	12.4	14.2	16.6	19.9	25.6	35.3	120.4
BU 2012	7	8.1	9.3	10.5	12.2	14.4	17	20.3	25.9	36.3	103.4
BU 2017	7	7	7.4	9.5	11.1	13.1	16.2	19.7	25.6	35.9	97.9
BU 2022	7	7.6	8.2	10.1	12	14.3	17.8	21.7	27.8	38.4	101.7
BU 2027	7	7	7	7	7.9	9.2	12.2	16.3	22.5	33.5	108.4
BU 2032	7	7.4	7.7	8.1	9	10.7	13.7	18.1	24.6	36.1	110.8
BU 2037	7	8.1	8.6	9.3	10.4	12.5	15.4	20	26.7	38.5	114.9
EI 2007	7	7.7	8	8.3	8.9	11.2	14.1	18	25	35.5	151
EI 2012	7	7	7	9.1	10.2	11.1	12.4	14.7	20.3	32.8	128
EI 2017	7	7	7.9	8.7	10	12.1	13.6	15.4	18.8	30.8	129.2
EI 2022	7	7	8.1	9	10.2	12.1	14.5	16.5	19.5	29.7	131.6
EI 2027	7	7.6	8.3	9.5	10.8	12.7	15.4	17.8	20.7	29.6	134.9
EI 2032	7.2	8.3	9.2	10.5	11.9	13.9	16.7	19.4	22.8	32.2	140.8
EI 2037	7.4	9.1	10	11.3	12.9	15	18.2	21.6	25.6	36.2	147.6
FI 2007	7.1	10.7	13.6	16	18.4	20.7	23.6	26.8	31	37.2	76.9
FI 2012	7	11	14.6	17.3	19.8	22.6	25.4	28.6	32.8	38.8	79.5
FI 2017	7	7.6	14	17.5	20.7	23.8	26.8	30.1	34.4	40.3	82.2
FI 2022	7	9.9	15.2	19	22.4	25.7	28.8	32.1	36.2	41.8	86
FI 2027	7	7	10.9	17.1	21.4	25.2	29	32.7	36.9	42.3	88.6
FI 2032	7	7.4	9.2	15.2	21.1	25.6	29.7	33.8	37.9	43.1	92.7
FI 2037	7.2	8.6	10.9	17.3	22.8	27.2	31.3	35.5	39.5	44.3	95.9
KI 2007	7	9.4	10.8	12.2	13.9	15.8	18.2	21	25	30.1	67.4
KI 2012	7	8.5	11.6	13.5	15.3	17.4	19.8	22.7	26.6	31.6	63.2

Tabelle A1: Fortsetzung

Quantile der BHD-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [cm]											
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
KI 2017	7	8.4	12.1	15.4	17.8	20.1	22.6	25.4	29	33.8	63.8
KI 2022	7	8.4	11.7	16.7	19.9	22.4	24.8	27.6	31	35.6	65.9
KI 2027	7	7	9.3	14.5	20.1	23.4	26	28.8	32.1	36.6	67.9
KI 2032	7.3	8.8	12	18.9	23.3	26.1	28.5	31.2	34.2	38.5	69.3
KI 2037	7.6	10	13.6	21.3	25.3	28	30.4	32.9	35.8	40	71.3
LAE 2007	7.1	9.2	10.1	11.4	12.6	15.2	16.9	19.7	23.3	27.8	61.4
LAE 2012	7	9.5	11.2	12.6	14.1	16.9	18.6	21.6	25.5	30.3	64
LAE 2017	7	7	11.5	13.9	15.8	18.7	21	24.1	28.4	32.9	64.9
LAE 2022	7	8.7	12.4	15.5	18.2	21.7	24.5	27.5	32	36.3	64.1
LAE 2027	7	9	11.6	16.2	19.3	23.5	27.1	30.6	34.8	39.3	64.1
LAE 2032	7.4	10.9	15.3	19.5	23.1	26.9	30.4	33.9	37.4	42.3	63.7
LAE 2037	7.9	12.2	17.5	22	26.3	29.8	33.4	36.8	40.1	45	67.1
TADGL 2007	7.1	18	22	23.9	25.9	27.1	29.1	30.4	34	36.2	59.7
TADGL 2012	7.0	7	19.3	23.8	26.7	29.1	31.4	33.1	36.6	40	64.2
TADGL 2017	7.0	7	7	7	7	7.2	21	28.9	33.5	39.9	63.6
TADGL 2022	7.0	7	7	7	7	7.7	8.2	8.9	26.1	37.2	64.3
TADGL 2027	7.0	7	7.7	8.1	8.6	9.1	9.9	11.2	32.3	42.5	66.6
TADGL 2032	7.0	8.1	8.7	9.3	10.1	10.9	11.9	19.6	36.2	45.3	71.5
TADGL 2037	7.5	8.8	9.6	10.6	11.6	12.6	14.1	29.2	39.3	49.2	74.3

Tabelle A2: *Baumhöhen-Verteilungen der Szenariosimulation „naturnaher Waldbau“ für die Clusterstudie Forst und Holz Sachsen-Anhalt nach Baumartengruppen und Simulationszeitpunkten.*

	Quantile der Baumhöhen-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [m]										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
ALH 2007	6.3	8.8	10.4	11.6	13.2	15.3	16.8	18.7	20.5	22.7	37.9
ALH 2012	5.6	9.2	10.8	11.6	13.8	15.9	18.2	19.7	21.6	23.5	38.3
ALH 2017	4.6	10.1	10.5	11.8	12.7	14.6	17.5	20.1	22.6	24.5	39.3
ALH 2022	4.8	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	11	13.9	17.2	22.6	37
ALH 2027	3.7	10.5	10.5	11.6	11.7	12.1	13.2	13.5	15.9	22.5	37.6
ALH 2032	3.9	11.4	12	12.6	12.7	13	14	15.7	17.4	23.5	38.8
ALH 2037	4.2	12.2	12.6	13.6	13.6	13.9	15.3	17.5	19.6	25.1	40
ALN 2007	2.3	7.6	8.1	10.7	13.4	14.9	16.8	18.3	20.1	22.4	42.3
ALN 2012	2.2	7.4	8.3	9.1	11.1	15.3	17.7	19.3	21.3	23.5	45.7
ALN 2017	2.2	7.8	9.3	9.3	9.3	9.3	9.3	10	16.5	22	48.9
ALN 2022	2.3	9.3	9.3	9.3	10.8	10.8	12.4	13	14.7	22.7	52.1
ALN 2027	2.2	9.1	10.5	10.7	12.1	12.2	13.1	15.8	17.8	23.7	55.1
ALN 2032	2.3	10.5	11.7	12.1	13.4	13.5	15.1	18.2	20.6	25.4	56.5
ALN 2037	2.5	11.3	12.7	13.2	14.7	14.8	16.9	20.3	22.6	26.9	59.6
BU 2007	4.6	9.2	10.5	12.2	13.7	15.5	18.2	20	23.3	27.6	40.8
BU 2012	4.5	8.3	11.4	12.9	14.2	16	19.2	20.9	24.1	28.2	41.5
BU 2017	4.5	8	9.2	9.6	13.9	15.9	17.5	21	23.9	28.3	42.2
BU 2022	4.7	8.9	10	12.9	14.3	17	19	21.9	24.9	29.2	42
BU 2027	4.5	9.2	9.2	9.2	9.2	11.3	15.9	18	22	27.3	43
BU 2032	4.8	9.3	10.1	10.4	11.5	11.8	16.1	19.3	22.8	28.3	44
BU 2037	5.1	10.5	11	11.4	12.6	13.5	16.9	21	24	29.4	44.8
EI 2007	3.4	7.2	7.3	7.4	7.6	11	13.4	16.6	19.4	23.5	36
EI 2012	3.1	7.2	7.4	7.7	8.1	8.1	10	13.6	17.8	22.8	37
EI 2017	3.1	7.2	7.7	8.1	8.8	9.1	9.4	10.8	16.1	21.9	37.3
EI 2022	3.7	8	8.3	8.5	9.8	10.2	10.9	11	15.4	21.8	38.3
EI 2027	3.1	8	9.3	9.7	10.5	12.2	12.3	12.6	14.7	22	39.3
EI 2032	3.7	8.9	10.3	10.8	12	13.2	13.9	14.7	16.3	23.2	40.3
EI 2037	4.4	9.7	11.2	11.7	12.6	14.4	15.3	16.9	18.9	24.6	40.2
FI 2007	5.8	7.4	10.3	12.7	14.9	17	19.1	21.4	23.8	27.3	37.8
FI 2012	4.2	7.7	10.1	13.4	16	18.2	20.4	22.8	24.9	28.2	38.8
FI 2017	4.2	7.9	9	12.8	16.6	19.1	21.5	23.8	26	29	39
FI 2022	5	9.1	10.7	14	18.1	20.6	23	25.1	27.3	30	40.1
FI 2027	5.6	7.9	10	13.1	16.7	20.8	23.5	25.7	28	30.7	41.3
FI 2032	6	7.9	9.3	12.2	16.5	21.1	24	26.6	28.8	31.5	42.4
FI 2037	6.3	9	10.6	13.7	18.1	22.5	25.3	27.9	29.8	32.5	43.7

Tabelle A2: Fortsetzung

	Quantile der Baumhöhen-Verteilungen nach Baumartengruppe und Simulationszeitpunkt [m]										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
KI 2007	3.7	8	9.2	10.6	12.2	14.1	16.1	18.1	20.2	22.6	36.5
KI 2012	3.6	7.8	9	10.6	12.4	14.8	17	19	21	23.4	35.9
KI 2017	3.6	7.8	9.7	12	14.3	16.8	18.6	20.5	22.2	24.5	36.5
KI 2022	4.6	9	11	13.4	16.1	18.2	19.9	21.6	23.3	25.4	37.1
KI 2027	4.4	8.6	9.6	13.7	16.3	18.7	20.4	22.1	23.8	26	37.8
KI 2032	4.8	9.8	11.1	15.8	18.7	20.3	21.7	23.3	24.9	26.9	40.4
KI 2037	5.3	10.4	12.1	17.3	19.9	21.4	22.8	24.1	25.7	27.7	45.4
LAE 2007	6.4	8.9	9.9	10.7	11.9	13.4	15.5	17.9	20.6	22.9	33.8
LAE 2012	6.7	9	10.1	10.9	11.7	13.5	16.3	18.8	22.4	24.4	35.7
LAE 2017	6.1	8.9	10.2	11.5	12.1	14.3	17.1	19.6	23.9	25.9	37.5
LAE 2022	6.8	10.2	11.7	13.5	15.6	16.5	19.3	22.7	25.5	27.3	39.2
LAE 2027	6.1	9.5	11.4	14	17.2	19	21	24.3	27	28.5	40.7
LAE 2032	6.6	10.6	13.8	15.6	19.1	21.6	23	26	28.2	29.9	42.1
LAE 2037	7.1	11.4	14.6	17.2	20.3	23.7	25.5	27.4	29.4	31.2	43.4
TADGL 2007	7.4	19.1	20.7	21.5	22.3	22.5	23.7	24.7	24.8	26.1	32.3
TADGL 2012	3.6	7.2	20.9	21.8	23.7	24.3	25	27.1	27.3	28.6	34.8
TADGL 2017	5.1	8.1	8.1	8.1	8.1	8.1	22.5	25.5	26.6	29.4	36.9
TADGL 2022	6.4	8.1	8.1	8.1	8.1	9.1	11.9	12	24	30.2	38.3
TADGL 2027	4.5	8.1	10.5	10.5	11.1	16.3	16.4	16.4	28.1	32.3	40.5
TADGL 2032	6.7	11.1	12.2	12.7	13.4	18.6	18.7	18.9	30.2	33.9	42.5
TADGL 2037	8.6	12.7	13.8	14.2	14.7	20.8	20.9	27.8	31.8	36.1	44.4

## Kiefer

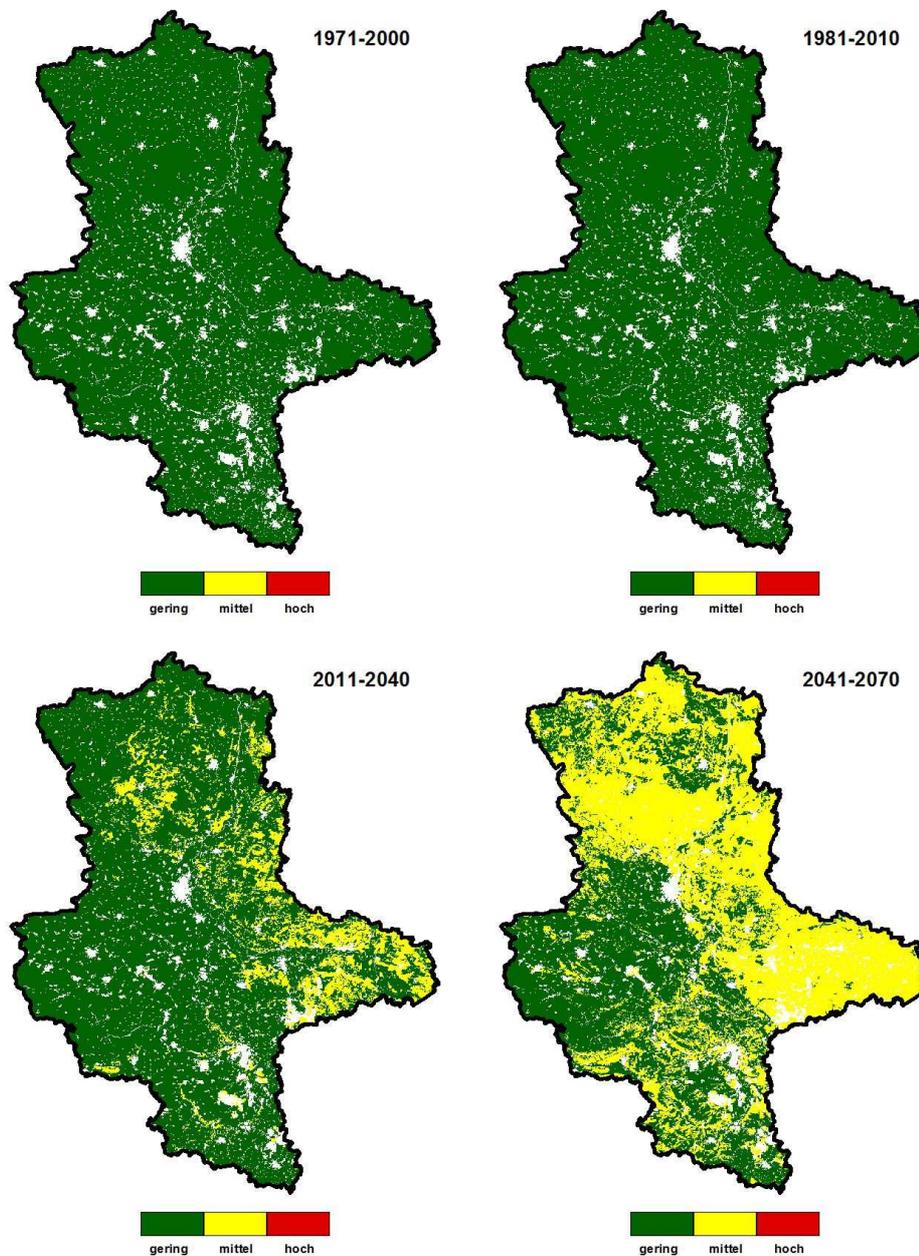


Abbildung A1: Trockenstressrisiko für die Kiefer in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B

## Fichte

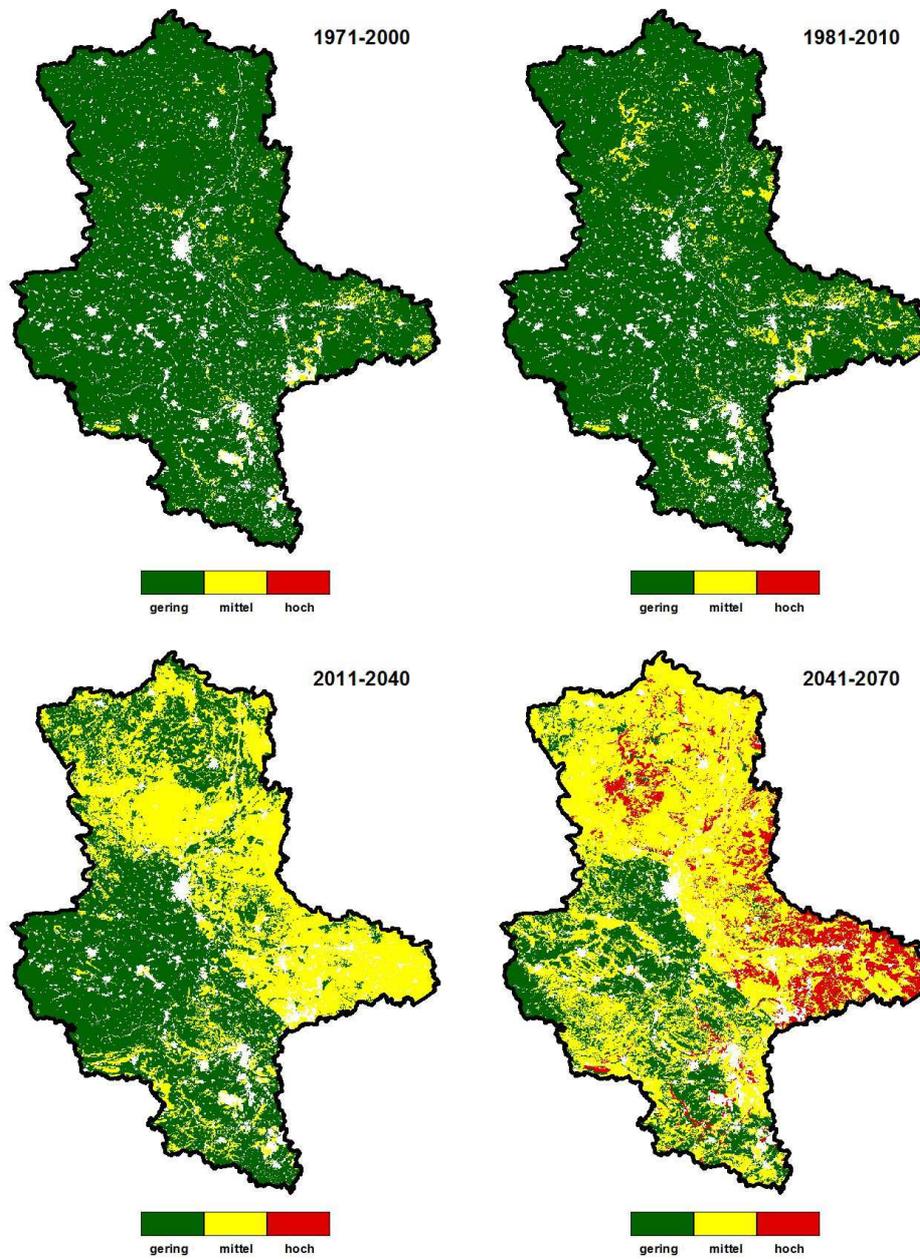


Abbildung A2: Trockenstressrisiko für die Fichte in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B

## Buche

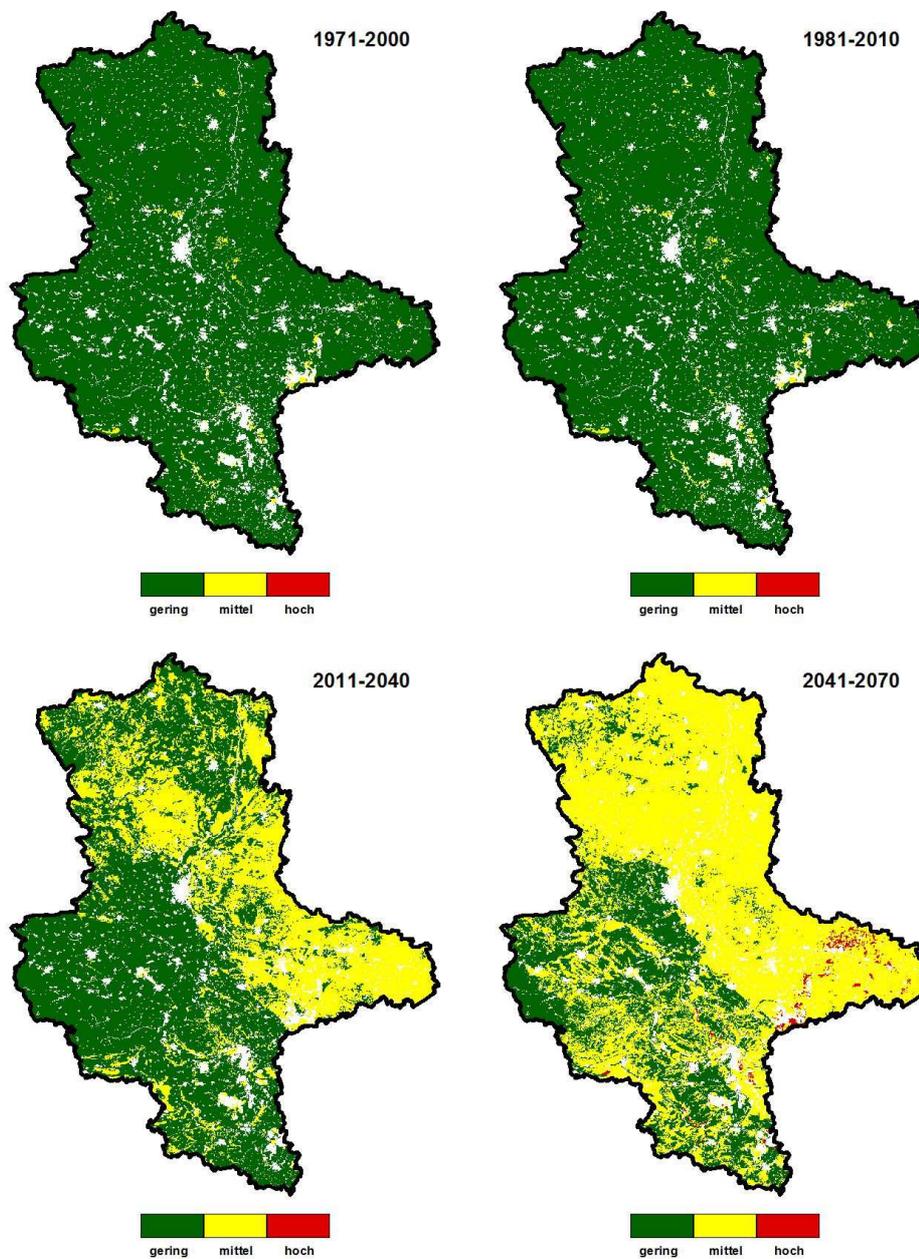


Abbildung A3: Trockenstressrisiko für die Buche in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B

## Eiche und Douglasie

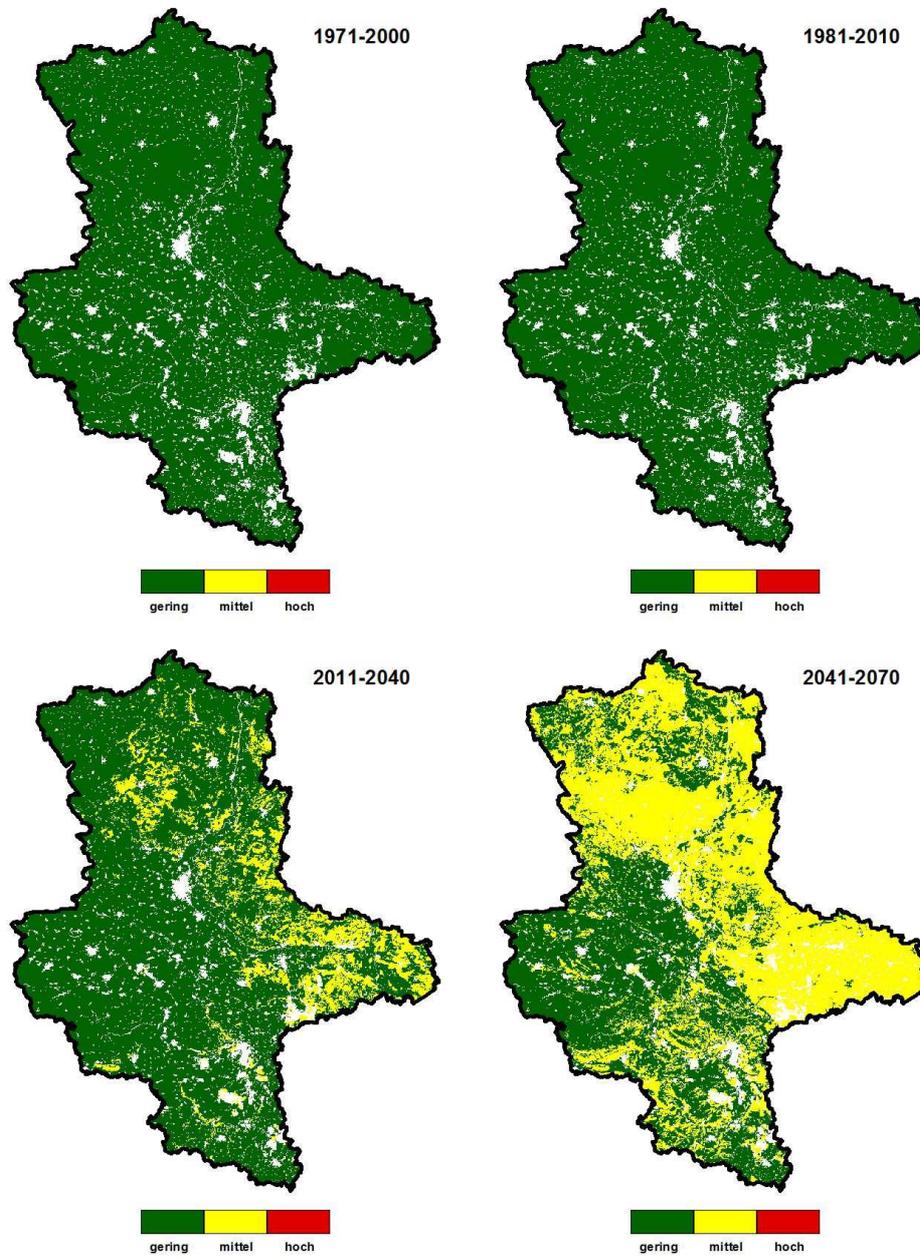


Abbildung A4: Trockenstressrisiko für die Eiche und Douglasie in Sachsen-Anhalt, Szenario A1B

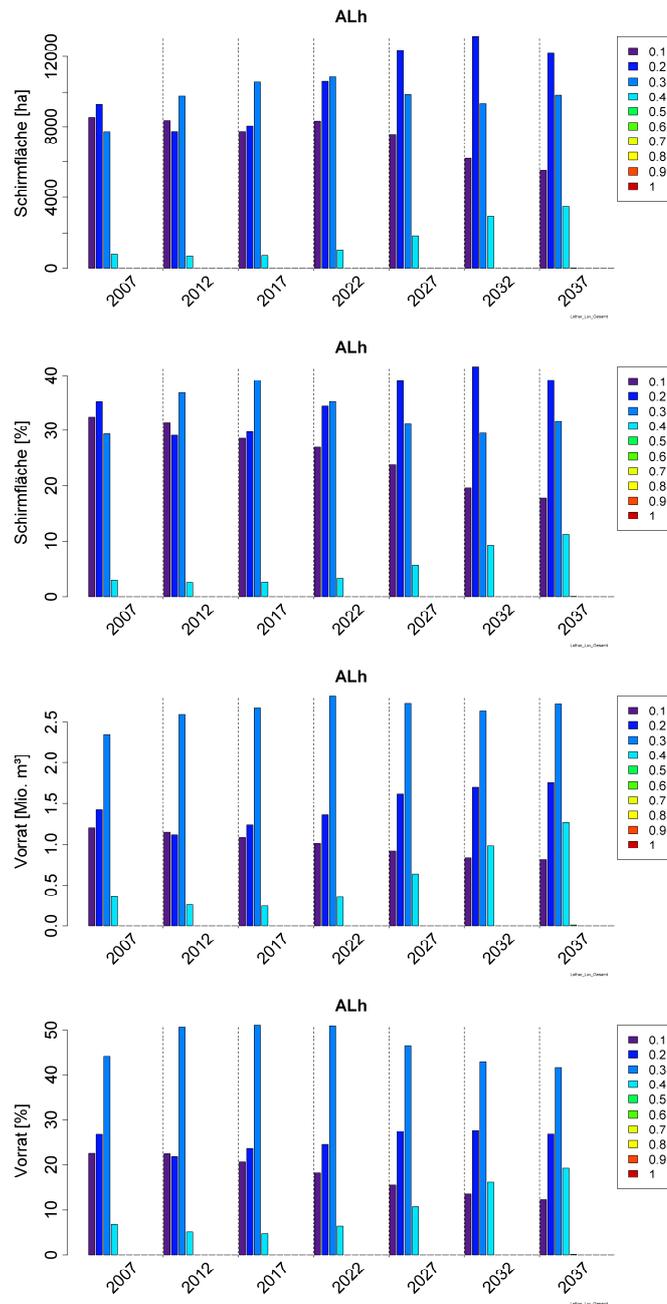


Abbildung A5: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe ALH in Sachsen-Anhalt

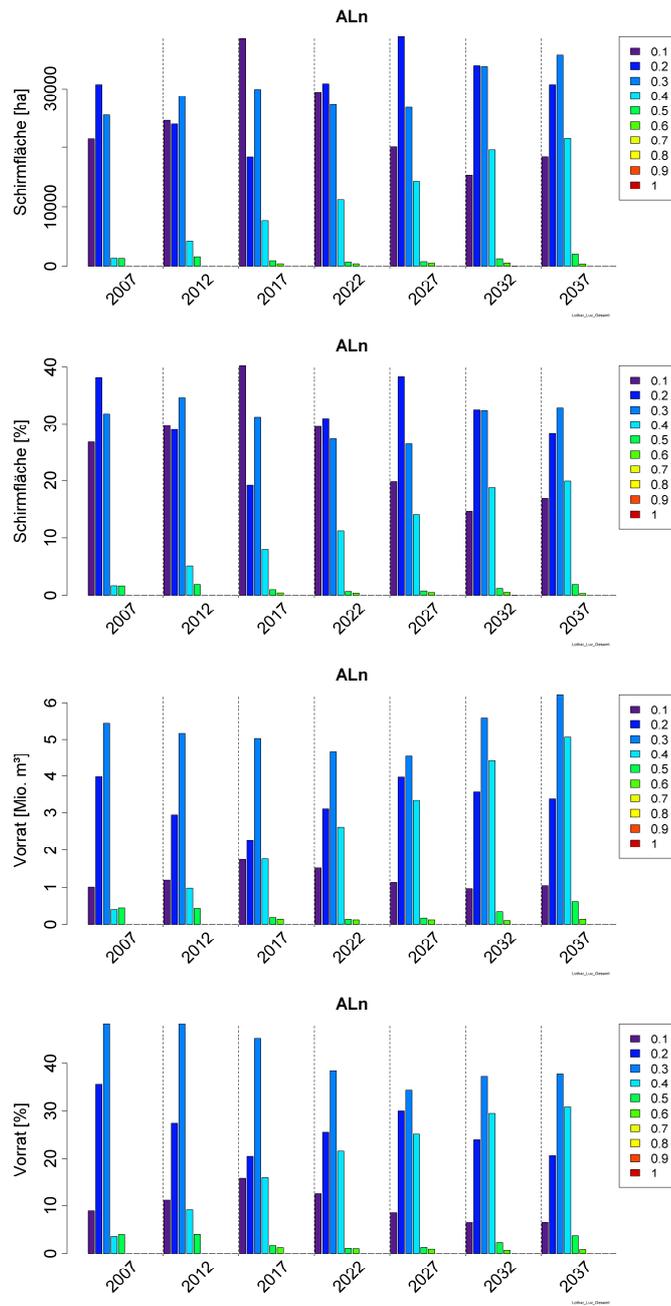


Abbildung A6: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe ALN in Sachsen-Anhalt

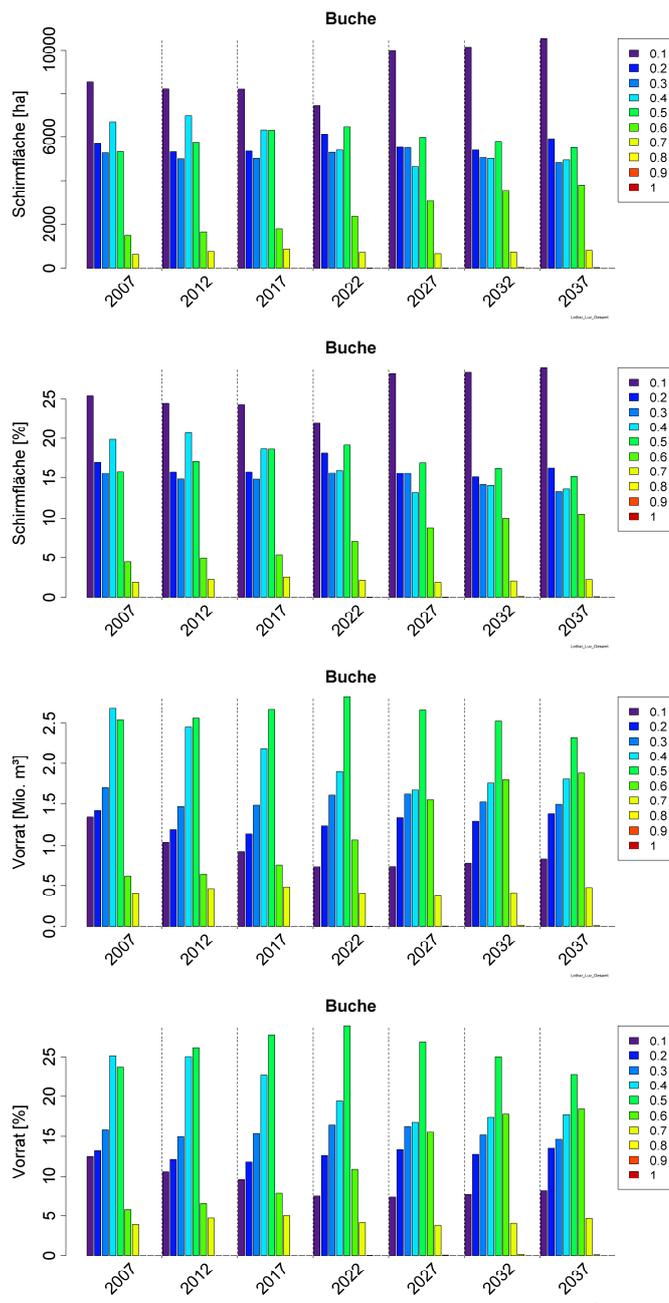


Abbildung A7: Verteilungen der Schirmfläche, der prozentualen Schirmfläche, des Vorrates und des prozentualen Vorrates über Risikostufen zu verschiedenen Simulationszeitpunkten für die Baumartengruppe Buche in Sachsen-Anhalt





Herausgegeben  
durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt  
Stabsstelle Fachbereichsübergreifende Aufgaben, Klimawandel, Öffentlichkeitsarbeit

## **Impressum**

Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt - Halle (2013) Heft 8:

### **Klimafolgenstudie 2012, Forstwirtschaft**

Autoren:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
J. Suttmöller, B. Ahrends, M. Schmidt, M. Albert, S. Fleck, P. Plašil, J. Hansen,  
M. Overbeck, R. Nagel, J. Evers, H. Spellmann, H. Meesenburg

Redaktion:

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt  
Dr. Christiane Röper  
Manfred Unglaube

Foto Titelseite: Manfred Unglaube (2012)

Herausgeber und Bezug:

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, PSF 200 841, 06009 Halle (Saale)  
Sitz: Reideburger Str. 47, 06116 Halle (Saale), Telefon +49 345 5704-0  
E-Mail: [poststelle@lau.mlu.sachsen-anhalt.de](mailto:poststelle@lau.mlu.sachsen-anhalt.de)

Diese Schriftenreihe wird kostenlos abgegeben und darf nicht verkauft werden. Der Nachdruck bedarf der Genehmigung.

Die Autoren sind für den fachlichen Inhalt ihrer Beiträge selbst verantwortlich. Die von ihnen vertretenen Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

März 2013

Diese Schrift darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern während eines Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben politischer Informationen oder Werbemittel. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Schrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

**ISSN 0941-7281**

