

Auswirkungen von Klimaszenarien und Nutzungsstrategien in Waldentwicklungsprojektionen

Matthias Albert, Matthias Schmidt und Jan Hansen

Abt. Waldwachstum, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

1 Einleitung

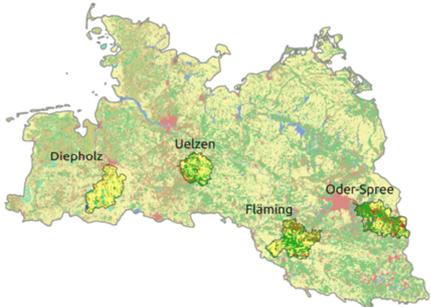
In der heutigen Zeit ist es unmöglich, Strategien für eine nachhaltige Landnutzung zu entwickeln, ohne die Auswirkungen der globalisierten Märkte und des Klimawandels auf wichtige Zielgrößen zu berücksichtigen. Der aktuelle Zustand einer Landschaft kann dabei durch unterschiedliche Nachhaltigkeitsindikatoren charakterisiert werden. Verschiedene Planungsstrategien innerhalb der ökologischen und sozio-ökonomischen Leitplanken führen zu unterschiedlichen Zielzuständen. Das interdisziplinäre Verbundforschungsprojekt „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland“ untersucht am Beispiel der vier Modellregionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree die Möglichkeiten, Herausforderungen und potenziellen Konflikte der Landnutzung in den Bereichen Agrar-, Forst- und Wasserwirtschaft unter verschiedenen Nutzungsstrategien und unterschiedlichen Klimaszenarien. Ziel des Verbundprojektes ist die Erarbeitung eines integrativen Ansatzes als Wissens- und Entscheidungsgrundlage für ein nachhaltiges Landmanagement unter heutigen und zukünftigen Rahmenbedingungen.

Für den Forstbereich wird ein waldwachstumskundliches Modellsystem erstellt, das die Projektion der Waldentwicklung unter verschiedenen Klimaszenarien und Nutzungsstrategien erlaubt. Ziel dieser Untersuchung ist es, (1) die Sensitivität der mit Hilfe des standortsensitiven Höhen-Durchmesser-Modells (Schmidt, 2010) projizierten Baumhöhen in Bezug auf variierende bodenkundliche und klimatische Parameter im Untersuchungsgebiet zu prüfen und (2) exemplarisch die Auswirkungen der Nutzungsstrategien und die Effekte der Klimaszenarien auf die Waldentwicklung zu quantifizieren.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen des Verbundprojektes finden in den vier Modellregionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree im norddeutschen Tiefland statt (Tab. 1).

Tabelle 1: Untersuchungsgebiete und charakteristische Kennzahlen.



	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
Waldfläche [ha]	15.042	45.712	51.368	76.714
Waldanteil [%]	6,7	34,7	41,5	48,7
Mittl. Bestandesgröße [ha]	1,05	1,51	2,98	2,93
Jahresmitteltemperatur [°C]	9,8	9,2	9,8	9,6
Sommerniederschlag [mm]	210	215	180	188
Klimat. Wasserbilanz [mm]	-90,5	-82,0	-157,8	-147,2

Die absolute Waldfläche, der Waldanteil und die mittlere Bestandesgröße nehmen in den vier Regionen von West nach Ost zu. Die klimatische Wasserbilanz der Sommermonate zeigt die erhöhte Sommertrockenheit in den beiden östlichen Gebieten an.

Die Projektion der Waldentwicklung wird im Modellsystem *Waldplaner* (Hansen und Nagel, 2014) simuliert, dessen Einzelbaumwachstumsmodell durch die Kopplung an das longitudinale Höhen-Durchmesser-Modell (Schmidt, 2010) sensitiv auf verschiedene bodenkundliche und klimatische Parameter reagiert (vgl. Abb. 2 und 3).

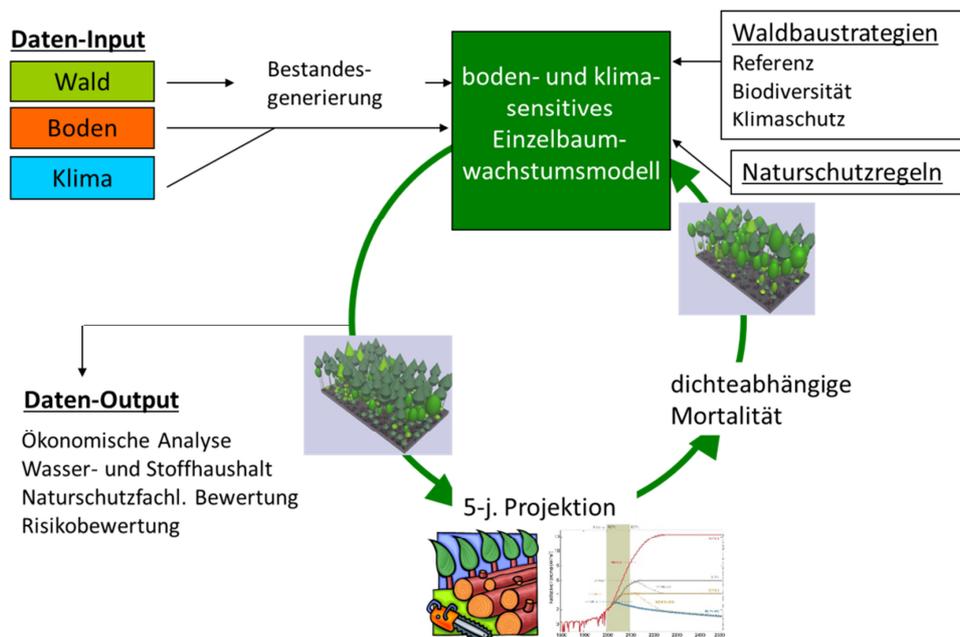


Abbildung 1: Schema des Modellsystems Waldplaner zur Projektion der Waldentwicklung.

In das Modellsystem fließen ertragskundliche Daten, bodenkundliche und klimatische Parameter ein. Mit Hilfe der ertragskundlichen Daten wird für jede Region ein repräsentativer Modellbetrieb erstellt. Auf der Basis eines regelmäßigen Gitternetzes wird von allen Bestandespolygonen mit verfügbaren vollständigen Forsteinrichtungsdatensätzen besitzartenübergreifend eine Stichprobe ($N \approx 1000$) gezogen. Der ertragskundliche Datensatz ist jedoch auf Grund von unvollständigen oder gänzlich fehlenden Forsteinrichtungen nicht flächendeckend verfügbar, so dass die Stichprobenpunkte nicht flächenrepräsentativ sind. Die Stichprobe erlaubt daher eine Abschätzung der Verteilungen der wichtigsten standörtlichen Größen und Bestandesparameter für die Gesamtregionen nur unter der Annahme, dass die Datenverfügbarkeit nicht mit den Ausprägungen dieser Parameter korreliert ist. Die Hochrechnung für die Gesamtregion aus der Stichprobe erfolgt dann mit Hilfe von stratenspezifischen Gewichtungsfaktoren. Für die angestrebten ca. 1000 Stichprobenpunkte pro Modellregion werden diese Gewichtungsfaktoren wie folgt ermittelt:

$$g_{ij} = F_{ij} / f_{ij}$$

mit F_{ij} : nach Bestandestyp j und Altersklasse i stratifizierter Flächenanteil der Grundgesamtheit aller Bestände in einer Region, für die die Minimalinformationen Baumart und Alter zur Verfügung stehen,

f_{ij} : nach Bestandestyp j und Altersklasse i stratifizierter Flächenanteil der Stichprobe.

Jeder Modellbestand $_{ij}$ repräsentiert demnach einen Flächenanteil von $1/n * g_{ij}$ der Gesamtwaldfläche der Region.

Auf der Grundlage von 874 Stichprobenpunkten in Diepholz, 999 in Uelzen, 1011 im Fläming und 1003 in Oder-Spree werden mit dem *Waldplaner* die Modellbetriebe generiert. In den *Waldplaner* werden die Rohdaten, d.h. die Forsteinrichtungsinformationen an jedem Stichprobenpunkt (im Einzelnen sind dies je vorkommender Baumart und Bestandesschicht: Alter, Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, Höhe des Grundflächenmittelstammes, Bonität, Flächenanteil, Bestockungsgrad und Volumen pro ha) eingelesen. Der implementierte Bestandesgenerator erzeugt für jeden Stichprobenpunkt einen 0,35 ha großen Modellbestand mit Einzelbäumen, die eine realistische Durchmesserverteilung aufweisen. Da die ursprünglichen Forsteinrichtungsinformationen aus unterschiedlichen Erhebungsjahren stammen, werden alle Modellbestände im *Waldplaner* auf das Jahr 2010 fortgeschrieben.

Für jeden Stichprobenpunkt werden als weitere notwendige Eingangsgrößen für die Projektion der Waldentwicklung bodenkundliche Parameter aus der Bodenübersichtskarte 1:1 Mio (BÜK1000) und

Klimaparameter basierend auf Berechnungen mit dem regionalen Klimamodell *STARS II* (Orlowsky et al, 2008) hergeleitet (Tab. 2 und 3).

Tabelle 2: Kennwerte der bodenkundlichen Modellparameter (NZ: niedersächsische Nährstoffziffer 2=arm, 3=mäßig, 4=gut, 5=reich; GWS: Grundwasserstufe mit 0=kein Grundwasseranschluss, 1=schwacher Grundwassereinfluss, 2=mäßiger bis starker Grundwassereinfluss; nFK: nutzbare Feldkapazität).

	NZ	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
Anteil[%]	2	6	-	25	49
	3	47	75	49	21
	4	24	7	23	29
	5	23	18	1	1
	GWS	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
Anteil[%]	0	60	92	91	80
	1	17	5	7	15
	2	23	4	2	5
nFK [mm]		196	110	123	116

In Tabelle 2 sind die Anteile der Kategorien der Nährstoffversorgung und des Grundwassereinflusses an den Standorten sowie die Mittelwerte der nutzbaren Feldkapazität der Modellbestände in den vier Regionen wiedergegeben. Für die Waldentwicklungsprojektion wird unterstellt, dass die Bodengrößen im Simulationszeitraum konstant bleiben.

Tabelle 3: Kennwerte der klimatischen Modellparameter als Mittelwerte der drei Perioden 2011 bis 2030, 2031 bis 2050 und 2051 bis 2070 auf Basis des Medianlaufes des Klimamodells *STARS* (ari: Ariditätsindex, temp_: Temperatursumme für die Vegetationszeit der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer).

		Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
ari	2011-2030	33,2	34,9	27,5	26,4
	2031-2050	32,3	33,3	26,2	24,7
	2051-2070	30,6	32,3	24,0	22,3
temp_Bu	2011-2030	2413	2305	2411	2482
	2031-2050	2614	2491	2623	2703
	2051-2070	2772	2650	2810	2886
temp_Ei	2011-2030	2441	2327	2438	2512
	2031-2050	2642	2513	2650	2733
	2051-2070	2800	2672	2837	2916
temp_Fi	2011-2030	2435	2321	2431	2505
	2031-2050	2636	2507	2644	2726
	2051-2070	2794	2667	2830	2909
temp_Ki	2011-2030	2314	2194	2309	2386
	2031-2050	2514	2381	2522	2607
	2051-2070	2672	2540	2709	2789

In Tabelle 3 sind die Mittelwerte der im longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modell als Prädiktoren verwendeten klimatischen Größen Ariditätsindex und Temperatursumme in der artspezifischen Vegetationszeit dargestellt. Der Ariditätsindex ist definiert als Quotient aus Jahresniederschlagssumme [mm] und Jahresmitteltemperatur [°C] +10 (de Martonne, 1926). Als Antrieb des unterstellten Klimasignals werden basierend auf dem Emissionsszenario *RCP 8.5* die Medianprojektionen der Globalmodelle *INM-CM4* des Institute of Numerical Mathematics Russian Academy of Sciences (INM), *ECHAM6* des Max-Planck-Institutes Hamburg und *ACCESS1.0* der Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation und des Bureau of Meteorology (CSIRO-BOM) verwendet. Für die Regionalisierung dieser drei globalen Klimaprojektionen auf das norddeutsche Tiefland wird das regionale Klimamodell *STARS II* (Orlowsky et al., 2008) verwendet. Die drei regionalen Klimaprojektionen zeichnen sich bezüglich der Temperaturentwicklung dadurch aus, dass die auf *INM-CM4* basierende Projektion im Jahr 2070 die geringste Temperatur und die auf *ACCESS1.0* basierende die höchste Temperatur aufweist. Die *ECHAM6*-Projektion liegt 2070 zwischen den beiden anderen Temperaturwerten. Somit ergibt sich ein Minimum-, Median- und Maximumszenario der

Klimaprojektion mit Abweichungen von 2°C, 3°C und 5°C bezogen auf die heutige Temperatur. Auf dieser Basis werden in dieser Untersuchung die regionalen klimatischen Bedingungen für die vier Modellregionen bis 2070 projiziert.

Die Nutzungsstrategien sind 1) der Entwicklungspfad eines naturnahen Waldbaus nach LÖWE als Referenzszenario, 2) der Entwicklungspfad *Biodiversität*, der sich an der potenziell natürlichen Vegetation orientiert, und 3) der Entwicklungspfad *Klimaschutz*, der eine Maximierung der Kohlenstoffspeicherung in den Bäumen und Holzprodukten anstrebt (Tab. 4).

Tabelle 4: Charakteristika der waldbaulichen Entwicklungspfade zur Umsetzung der Nutzungsstrategien und Naturschutzregeln im Waldplaner (LRT: Lebensraumtyp; pnV: heutige potenziell natürliche Vegetation).

	Referenz	Biodiversität	Klimaschutz
<i>Prozessschutz</i>	Status quo	5 % der Waldfläche	Status quo
<i>FFH-Gebietskulisse</i>	Fläche der LRT erhalten und ausbauen	LRT auf ganzer FFH-Fläche anstreben	Fläche der LRT erhalten
<i>Totholz (m³/ha)</i>	20	40	20
<i>Habitatbäume (N/ha)</i>	3	10	3
<i>Schutz seltener Baumarten</i>	ja	nein	ja
<i>Baumartenwahl</i>	Führendes Lbh	Naturnahe Waldgesellschaften (pnV)	Führendes Ndh
<i>Verjüngung</i>	NV und Voranbau von Lbh.	Lbh.-NV und Voranbau von Lbh.	NV und Voranbau von Ndh.
<i>Pflege</i>	gest. Df.: st. > mäß. > schwach	mäß. Df.	gest. Df.: st. > mäß. > schwach
<i>Durchforstungsbeginn</i>	12 – 16 m	12 – 16 m	[L (- 3 m)] 14 – 18 m
<i>Durchforstungsmasse je Eingriff</i>	max. 70 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)	max. 50 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)	max. 70 Vfm.m.R./ha (Dgl max. 120 Vfm.m.R./ha)
<i>Zielstärke (cm)</i>	Status quo Ei 70, Bu 60, Fi 45, Ki 45, Dgl 70	Status quo + 5 cm pnV bzw. + 10 cm in FFH-Gebieten andere Baumarten – 5 bzw. – 10 cm für eingeführte Baumarten	Status quo - 5 cm
<i>Endnutzungsmasse je Hieb</i>	max. 100 Vfm.m.R./ha	max. 70 Vfm.m.R./ha nicht zur pnV gehörende Baumarten max. 100 Vfm.m.R./ha	max. 100 Vfm.m.R./ha

Die drei waldbaulichen Entwicklungspfade sind möglichst kontrastreich definiert, d.h. es wird in den Projektionen ein möglichst breiter Bereich der Waldentwicklung abgedeckt. Die in Tabelle 4 aufgeführten Kriterien zeigen die Unterschiede zwischen den drei Pfaden auf.

Auf dieser Datengrundlage und den formulierten Waldbau- und Naturschutzregeln wird die Waldentwicklung der vier Modellbetriebe in 5-Jahresschritten bis 2070 projiziert. Die Simulation erfolgt unter der Annahme, dass keine Einzelbaum- oder Bestandesausfälle durch abiotische und biotische Risikofaktoren auftreten und folglich auch keine Rückkopplung auf die Projektion der Waldentwicklung erfolgt. Eine Ausnahme bildet die dichtebedingte Mortalität, die über ein Teilmodell des Waldwachstumssimulators prognostiziert wird. In der Ergebnisinterpretation werden die Risiken jedoch bewertet, um die verschiedenen waldbaulichen Entwicklungspfade diesbezüglich beurteilen zu können.

3 Ergebnisse

3.1 Sensitivitätsanalyse des Modellsystems

Die Auswirkungen von Veränderungen einzelner Modellparameter können am besten analysiert werden, indem mehrere oder alle der übrigen Einflussgrößen konstant gehalten werden. Dazu ist es von Vorteil, hypothetische Modellbestände zu generieren, die keine Altersstreuung und eine einheitliche Baumartenzusammensetzung aufweisen. Beispielhaft wird hier die Sensitivität des Modellsystems für hypothetische, an allen Stichprobenpunkten der Modellregionen generierte Kiefernreinbestände mit einem Alter von 30 Jahren zum Simulationsbeginn 2011 ausgewertet. Dies geschieht in drei Varianten:

- (1) Alle Standortparameter gehen mit der am Stichprobenpunkt vorliegenden Ausprägung in die Projektion ein, d.h. die Sensitivität des standortsensitiven Wachstumsmodells kann unter Ausschluss etwaiger Überlagerungen durch die Effekte variierender Baumartenzusammensetzungen und unterschiedlicher Altersstrukturen analysiert werden.

- (2) Nur die beiden Bodenparameter Nährstoffe (NZ) und nutzbare Feldkapazität (nFK) sind variabel und gehen mit den spezifischen Ausprägungen der Stichprobenpunkte ein, während die übrigen Einflussgrößen konstant gesetzt werden, d.h. der Beitrag von NZ und nFK zum standortsensitiven Wachstum kann unter ceteris paribus Bedingungen quantifiziert werden.
- (3) Nur die beiden Klimaparameter Ariditätsindex (ari) und Temperatursumme in der Vegetationszeit (temp) sind variabel und gehen mit den spezifischen 30-jährigen Mittelwerten, zentriert um den jeweiligen 5-jährigen Projektionszeitraum, der Stichprobenpunkte ein, während die übrigen Einflussgrößen konstant gesetzt werden, d.h. der Beitrag von ari und temp zum standortsensitiven Wachstum kann unter ceteris paribus Bedingungen quantifiziert werden.

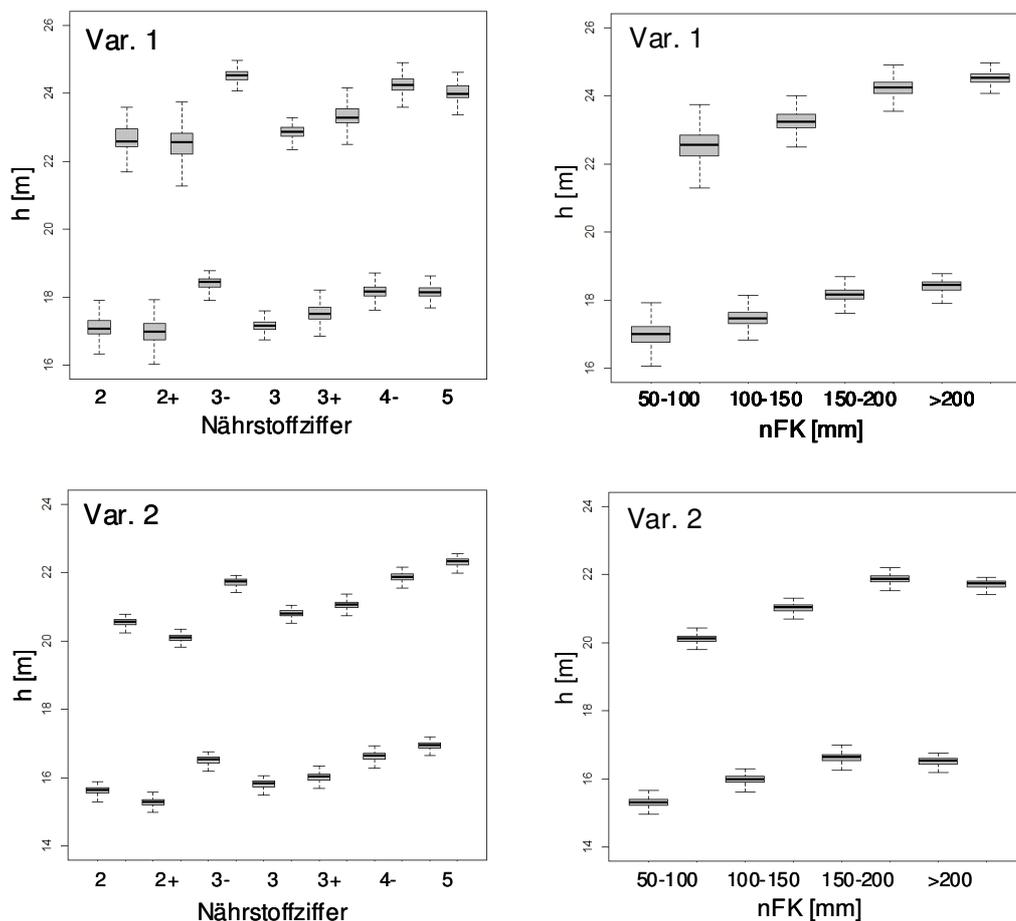


Abbildung 2: Sensitivitätsanalyse für generierte Kiefernreinbestände in der Modellregion Oder-Spree. Boxplots der Einzelbaumhöhe über der Nährstoffziffer (links) und der nFK (rechts) in den Varianten 1 (oben) und 2 (unten). Der jeweils untere Boxplot innerhalb einer Grafik bezieht sich auf das Jahr 2010 (Alter 30 Jahre) und der korrespondierende obere Boxplot auf das Jahr 2030 (Alter 50 Jahre).

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse der Varianten 1 und 2 sind am Beispiel der generierten Kiefernreinbestände für die Modellregion Oder-Spree dargestellt (Abb. 2). Für die Auswertung der Sensitivitätsvariante 3 wird ein größerer Klimabereich verwendet, indem die Ergebnisse aus den Modellregionen Diepholz und Oder-Spree gemeinsam ausgewertet werden (Abb. 3).

Die partiellen Modelleffekte im parametrisierten Höhen-Durchmesser-Modell (Schmidt, 2010) gewährleisten einen monotonen Anstieg über der Nährstoffziffer und der nFK. Dieser erwartete Trend größerer Baumhöhen bei verbesserter Nährstoffversorgung ist jedoch in den Boxplots der Kiefernreinbestände in der Modellregion Oder-Spree nicht eindeutig erkennbar (Abb. 2, links oben). Insbesondere für die Nährstoffziffern 2+ und 3- überprägen Wechselwirkungen mit anderen Einflussgrößen den Nährstoffeffekt. Es ergibt sich dennoch eine mittlere Höhendifferenz zwischen den Bäumen auf Standorten der schlechtesten Nährstoffversorgung (NZ=2) und der besten Nährstoffversorgung (NZ=5) im Jahr 2010, d.h. im Alter 30, von ca. 1 m (untere Reihe der Boxplots in Abb. 2, links oben). Nach 20-jähriger Waldentwicklungsprojektion weist der Trend über der Nährstoffversorgung im Jahr 2030 im Alter 50 ein ähnliches Muster wie zu Beginn auf, die Höhendifferenz zwischen den

schlechtesten und besten Standorten ist auf ca. 1,5 m angewachsen (obere Reihe der Boxplots in Abb. 2, links oben). Des Weiteren hat die Variabilität der Einzelbaumhöhen auf Standorten einer Nährstoffziffer durch die Wachstumssimulation leicht zugenommen. Der Einfluss der Modellvariablen nFK ist eindeutig, je besser die potentielle Versorgung mit pflanzenverfügbarem Bodenwasser ist, desto höher sind die 30-jährigen Kiefern (Abb. 2, rechts oben). Über den gesamten nFK-Bereich ergibt sich im Jahr 2010 ein Höhenunterschied von ca. 1,2 m, der sich bis 2030 auf ca. 2 m vergrößert. Ein Vergleich der Ergebnisse der Sensitivitätsvarianten 1 und 2 (Abb. 2, oben versus unten) zeigt, dass die Setzung konstanter Werte für alle übrigen Modellvariablen die Streuung der Baumhöhen innerhalb einer Nährstoffziffer bzw. nFK-Stufe deutlich reduziert ist. Ansonsten gleichen die Trends über den erklärenden Variablen denen in Variante 1. Die Analyse der Variante 2 verdeutlicht, dass die Prognosen für die Nährstoffziffern 2+ und 3- durch den nFK-Effekt überprägt werden, so dass es nicht zu den zu erwartenden monoton ansteigenden Werten mit steigender Nährstoffversorgung kommt. Dieser Befund wird in ähnlicher Größenordnung auch für andere Modellregionen beobachtet.

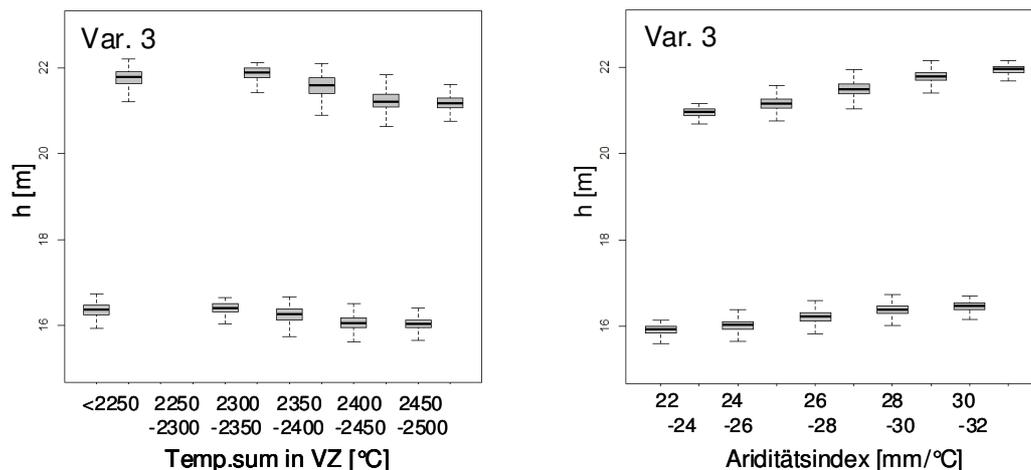


Abbildung 3: Sensitivitätsanalyse für generierte Kiefernreinbestände in den Modellregionen Diepholz und Oder-Spree. Boxplots der Einzelbaumhöhe über der Temperatursumme in der Vegetationszeit (links) und dem Ariditätsindex (rechts) in der Variante 3. Der jeweils untere Boxplot bezieht sich auf das Jahr 2010 (Alter 30 Jahre) und der korrespondierende obere Boxplot auf das Jahr 2030 (Alter 50 Jahre).

Der Temperatureffekt auf die Baumhöhe ist in den Boxplots der Kiefernreinbestände der Modellregionen Diepholz und Oder-Spree nur schwach ausgeprägt und zeigt auf wärmeren Standorten tendenziell leicht geringere Werte (Abb. 3, links). Dies gilt sowohl für die Ausgangshöhen des Jahres 2010 im Alter 30 (untere Reihe der Boxplots in Abb. 3, links) als auch nach 20-jähriger Projektion im Alter 50 (obere Reihe der Boxplots in Abb. 3, links). Mit steigenden Ariditätsindexwerten, d.h. zunehmender Feuchtigkeit der Standorte, weisen die Kiefern größere Höhen auf (Abb. 3, rechts). Dieser Effekt scheint sich im Laufe der Simulation noch zu verstärken. Für die Interpretation der Effekte der klimatischen Variablen sei an dieser Stelle nochmal auf die 30-jährige Bilanzierungsperiode der Klimaparameter hingewiesen. D.h. für die Prognose 2010 werden die Klimawerte der Jahre 1995 bis 2025 gemittelt, für die Prognose 2030 entsprechend die Werte von 2015 bis 2045.

3.2 Projektion der Waldentwicklung

Die naturale Ausgangssituation in den vier Modellregionen zu Beginn der Simulationsperiode 2010 bestimmt entscheidend die Ergebnisse der Waldentwicklungsprojektionen. Insbesondere spielt die Altersklassen- und die Baumartenverteilung für den Waldumbau eine entscheidende Rolle (Abb. 4 und 5).

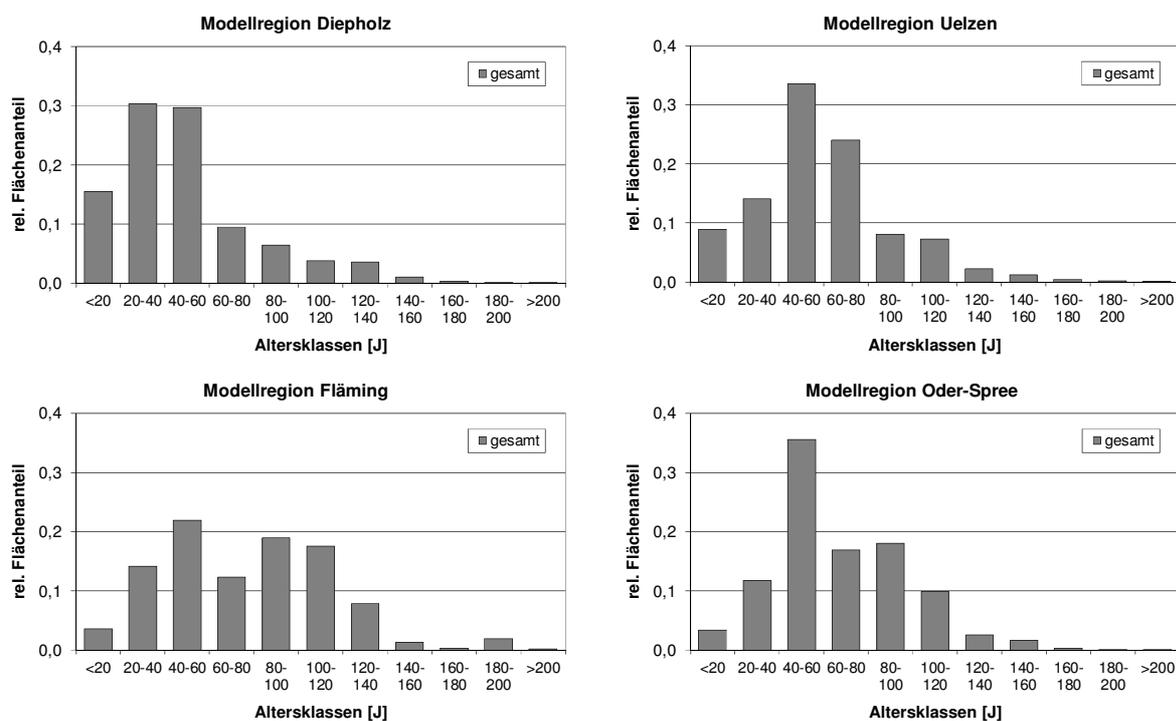


Abbildung 4: Altersklassenverteilung über alle Baumarten in den vier Modellregionen zu Beginn der Simulationsperiode 2010.

Die Verteilung der Flächenanteile aller Baumarten über 20-jährigen Altersklassen (Abbildung 4) zeigt für die Modellregion Diepholz einen Überhang an jungen Beständen, in Uelzen überwiegen die Altersklassen 40 bis 80, im Fläming zeigt sich gesamthaft eine recht ausgeglichene Besetzung der Altersklassen bis 120 Jahre und in Oder-Spree treten gehäuft Bestände in der Altersklasse 40 bis 60 auf. Diese Auswertung über alle Baumarten gibt einen ersten Eindruck der Altersklassenverteilung in den Regionen, sie ist aber auf Grund der unterschiedlichen Baumartenanteile und deren spezifischer Altersklassenstrukturen nur bedingt zur mittelfristigen Planung anstehender waldbaulicher Maßnahmen geeignet. Deshalb wird ein Altersklassenindex AI_m im Anhalt an die relative Diskrepanz (vgl. Gregorius, 1974, Pommerening, 1997 und Staupendahl, 1999) definiert, der die mit den Baumartenanteilen gewichtete Abweichung der Altersklassenverteilung vom Normalwaldmodell für eine Modellregion m quantifiziert:

$$AI_m = \frac{1}{2} \cdot \sum_{i=1}^k \left(\left| \sum_{j=1}^n a_{ji} - a_{norm_i} \right| \cdot f_i \right)$$

- mit
- m = Modellregion,
 - k = Anzahl der Hauptbaumarten (das sind hier Buche, Eiche, Fichte, Douglasie, Kiefer) in der Region m ,
 - n = Anzahl der 20-jährigen Altersklassen der Baumart k ,
 - a_j = tatsächlicher Flächenanteil der Baumart i in Altersklasse j im Modellbetrieb der Region m ,
 - a_{norm} = Flächenanteil der Baumart i in Altersklasse j laut Normalwaldmodell mit Umtriebszeit Eiche 180 J., Buche 140 J., Fichte 80 J., Douglasie 80 J., Kiefer 120 J.,
 - f_i = Flächenanteil der Baumart i in Region m .

Der Altersklassenindex AI_m gibt den Flächenanteil an, der getauscht werden müsste, um mit dem Normalwaldmodell vollkommen konform zu sein.

Tabelle 5: Altersklassenindex AI_m für die vier Modellregionen.

	Diepholz	Uelzen	Fläming	Oder-Spree
Altersklassenindex	0,13	0,29	0,22	0,24
AI_M				

Die Werte des Altersklassenindex AI_m in Tabelle 5 weisen bezogen auf die fünf Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte, Douglasie und Kiefer in Diepholz auf eine recht ausgeglichene Altersstruktur hin, während im Fläming und in Oder-Spree fast ein Viertel der Fläche getauscht werden müsste, um die Flächenverteilung des Normalwaldes zu erhalten. Die größte Abweichung von einer ausgeglichenen Altersstruktur gibt es in der Modellregion Uelzen mit 29 % zu tauschender Fläche.

Neben der Altersstruktur prägen die Baumartenanteile die naturale Ausstattung einer Region (Abb. 5).

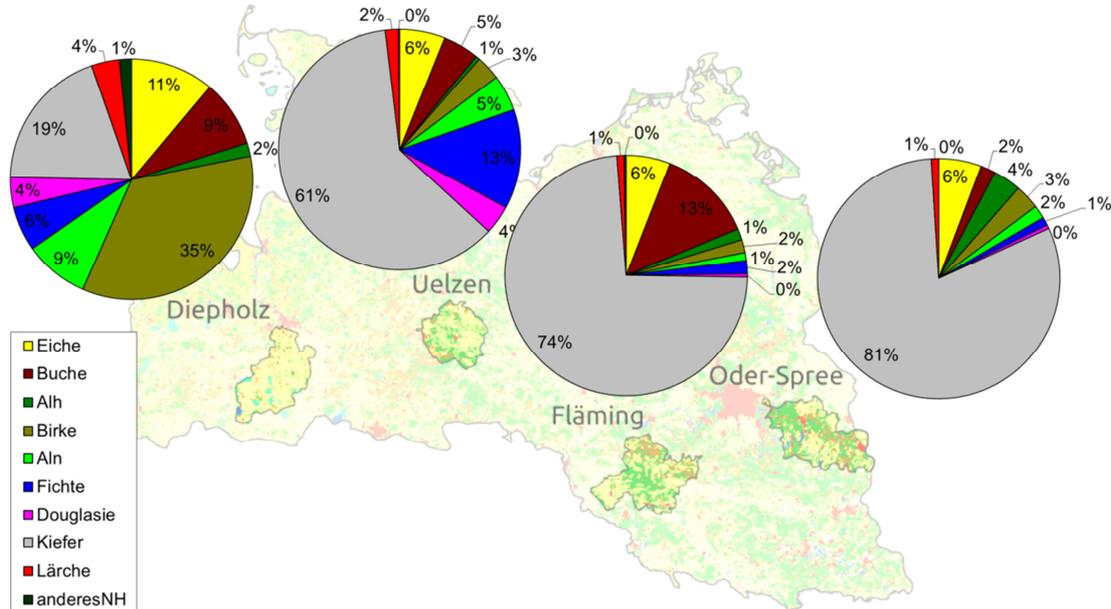


Abbildung 5: Flächenanteile der Baumarten in den vier Modellregionen zu Beginn der Simulationsperiode 2010.

Auffällig ist die stark ansteigende Dominanz der Kiefer von West nach Ost von nur 19 % Flächenanteil in der Modellregion Diepholz auf 81 % in Oder-Spree im Jahr 2010 (Abbildung 5). Während in Diepholz die Birke mit 35 % überwiegt und andere Baumarten wie Kiefer, Eiche, Buche, Laubholz niedriger Umtriebszeit, Fichte und Douglasie ebenfalls Anteile zwischen 4 und 19 % aufweisen, verringert sich das Baumartenspektrum in Uelzen im Wesentlichen auf 61 % Kiefer und 13 % Fichte sowie deutlich geringere Anteile an Eiche, Buche, Laubholz niedriger Umtriebszeit und Douglasie. Im Fläming kommen neben 74 % Kiefer nur Buche und Eiche mit bedeutsamen Flächenanteilen von 13 % und 6 % vor. Die Modellregion Oder-Spree weist auf 81 % der Fläche Kiefer auf und nur die Eiche bedeckt ebenfalls einen nennenswerten Flächenanteil von 6 %.

Die Auswirkungen der drei waldbaulichen Entwicklungspfade, *Referenz*, *Klimaschutz* und *Biodiversität*, sollen im Folgenden am Beispiel der Vorratsentwicklung (Abb. 6), anhand einer Analyse des Waldumbaus (Abb. 7), in Bezug auf die Veränderung der Artendiversität (Tab. 6) sowie des Anteils von Altbäumen (Tab. 7) in der Modellregion Fläming bis zum Ende der Projektionsperiode 2070 verdeutlicht werden.

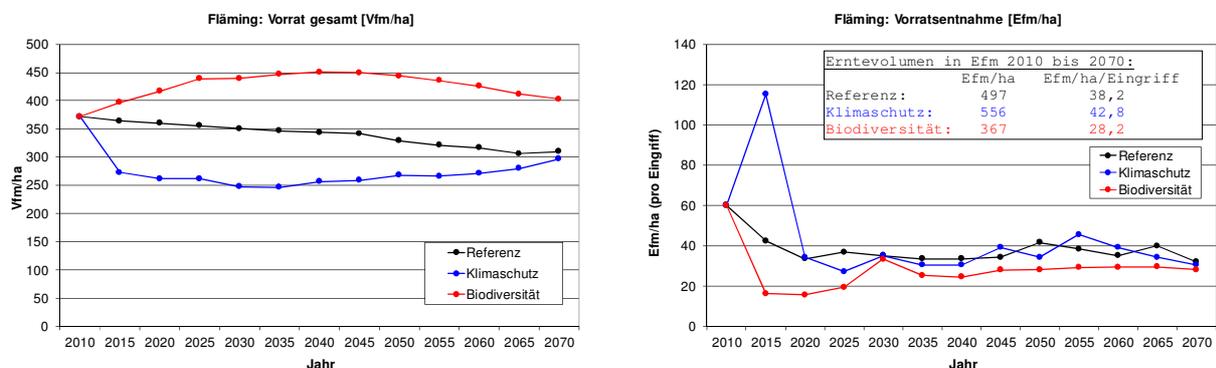
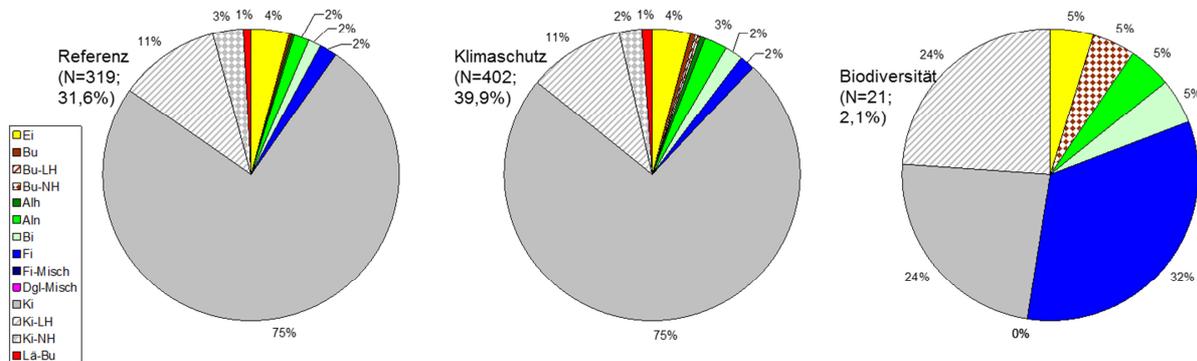


Abbildung 6: Entwicklung des Gesamtvorrates (links) und der Vorratsentnahme (rechts) in der Modellregion Fläming unter den waldbaulichen Entwicklungspfaden Referenz, Klimaschutz und Biodiversität zwischen 2010 und 2070.

Im waldbaulichen Entwicklungspfad *Referenz* kommt es zu einem kontinuierlichen Vorratsabbau von im Durchschnitt 372 Vfm/ha im Jahr 2010 auf 310 Vfm/ha zum Ende der Projektionsperiode 2070 (Abb. 6, links). Die Vorratsentwicklung in der Klimaschutzvariante zeigt zu Beginn eine starke Absenkung, hervorgerufen durch die verringerte Zielstärke und einem höheren Limit bei den Durchforstungs- und Erntemassen. Ausgehend von einem Vorratsminimum von durchschnittlich 247 Vfm/ha im Jahr 2035 kommt es danach wieder zu einem leichten Vorratsaufbau auf 297 Vfm/ha bis 2070. Die Biodiversitätsvariante zeichnet sich durch einen deutlichen Vorratsaufbau auf 444 Vfm/ha im Jahr 2040 aus. Dies ist im Wesentlichen auf die größere aus der Nutzung genommene Fläche (5 %), die höhere Zielstärke und das abgesenkte Limit bei den Durchforstungs- und Erntemassen zurück zu führen. Nach 2040 kommt es zu einem Vorratsabbau auf 384 Vfm/ha bis 2070. Dieser Vorratswert am Ende der Projektionsperiode liegt über dem Anfangsvorrat und deutlich über den Endvorräten der beiden anderen waldbaulichen Varianten. Die grafische Darstellung der Vorratsentnahme über der Zeit in Abbildung 6 (rechts) zeigt in den Entwicklungspfaden *Referenz* und *Klimaschutz* ähnliche Verläufe, mit der Ausnahme des ersten starken Eingriffs in der Klimaschutzvariante. Die anfallenden Durchforstungs- und Erntemassen in der Biodiversitätsvariante sind zu jedem Zeitpunkt geringer. Die Unterschiede in den drei waldbaulichen Varianten zeigen sich zusammenfassend in den durchschnittlichen Erntemengen je Eingriff (*Referenz* 38,2 Efm/ha/Eingriff, *Klimaschutz* 42,8 Efm/ha/Eingriff, *Biodiversität* 28,6 Efm/ha/Eingriff).

zum Umbau anstehende Bestände 2011



bis 2070 umgebaute Bestände

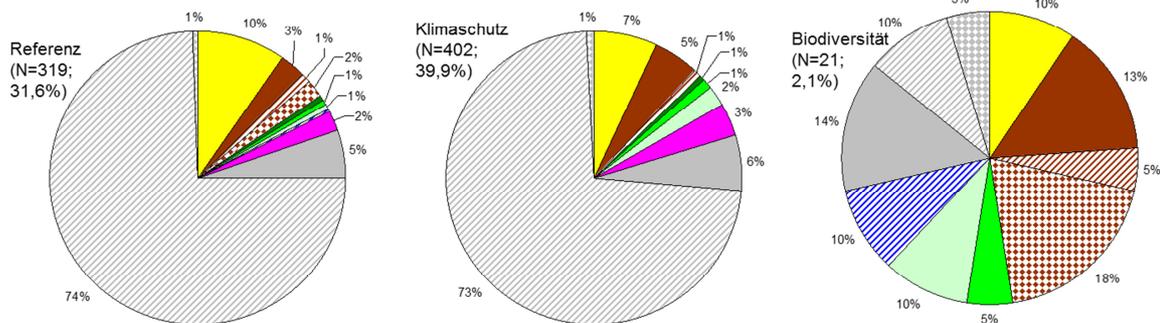


Abb. 7: Analyse des Waldumbaus anhand der Veränderung des Bestandestyps für die umzubauenden Bestände in der Modellregion Fläming unter den waldbaulichen Entwicklungspfaden *Referenz* (links), *Klimaschutz* (Mitte) und *Biodiversität* (rechts) zwischen 2010 (oben) und 2070 (unten).

Abbildung 7 hebt die Unterschiede im Waldumbau zwischen den drei Entwicklungspfaden hervor. Zum einen zeichnen sich die beiden Varianten *Referenz* und *Klimaschutz* durch einen recht großen Anteil von Beständen aus, die bis zum Ende der Projektionsperiode einen Wechsel des Bestandestyps aufweisen, nämlich 32 bzw. 40%. Im Gegensatz dazu ändert sich in der Biodiversitätsvariante der Bestandestyp bis 2070 nur bei 2 % aller Bestände. Zum anderen treten deutliche Unterschiede in der Zusammensetzung der Bestandestypen der zum Umbau anstehenden Bestände zwischen den Varianten *Referenz* und *Klimaschutz* auf der einen und der Variante *Biodiversität* auf der anderen Seite auf. Während drei Viertel der umzubauenden Bestände im Referenz- bzw. Klimaschutzpfad Kiefernreinbestände sind, machen diese in der Biodiversitätsvariante nur ein Viertel aus. Ein Drittel entfällt in dieser Variante allerdings auf Fichtenreinbestände. Auch im Ergebnis des Waldumbaus unterscheiden sich die beiden

waldbaulichen Entwicklungspfade *Referenz* und *Klimaschutz* kaum mit ca. 75 % Kiefern-Laubholz-Mischbeständen, 10 bzw. 7 % Eichenbeständen 3 bzw. 5 % Buchenreinbeständen und 2 bzw. 3 % Douglasienbeständen. Das Spektrum der neuen Bestandestypen in der Biodiversitätsvariante ist wesentlich breiter mit u.a. ähnlichen Anteilen von Eichen-, Buchen-, Buchen-Nadelholz-, Birken-, Fichtenmisch-, Kiefern- und Kiefern-Laubholz-Beständen. Dies wird im Wesentlichen durch die unter der Steuergröße *Baumartenwahl* konkretisierten Zuordnungen von Waldentwicklungstypen auf standörtlicher Grundlage mit entsprechenden Schwerpunkten auf führendem Laubholz (*Referenz*), führendem Nadelholz (*Klimaschutz*) und basierend auf der heutigen potenziell natürlichen Vegetation (*Biodiversität*) hervorgerufen.

Die Veränderung der Artdiversität soll mit dem Simpson-Index (Simpson, 1949) beschrieben werden. Dieser ist wie folgt definiert:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (p_i)^2$$

mit p_i = Vorratsanteil der Baumart i in der Modellregion.

Tabelle 6: Entwicklung der Artdiversität, beschrieben durch den Simpson-Index, für die Gesamtfläche in der Modellregion Fläming unter den waldbaulichen Entwicklungspfaden *Referenz*, *Klimaschutz* und *Biodiversität* zwischen 2010 und 2070.

	Referenz	Klimaschutz	Biodiversität
Status quo	0,40	0,40	0,40
2030	0,41	0,49	0,40
2050	0,48	0,50	0,44
2070	0,54	0,51	0,51

Die Werte des Simpson-Index in Tabelle 6 steigen in allen drei waldbaulichen Entwicklungspfaden im Laufe der Simulation an und weisen am Ende der Projektionsperiode 2070 keine deutlichen Unterschiede auf.

Tabelle 7: Entwicklung der Flächenanteile einer Baumart mit einem Alter, das oberhalb der artspezifischen Umtriebszeit liegt, in der Modellregion Fläming unter den waldbaulichen Entwicklungspfaden *Referenz*, *Klimaschutz* und *Biodiversität* zwischen 2010 und 2070.

	Eiche	Buche	Fichte	Douglasie	Kiefer
Status quo	0,05	0,22	0,61	0,00	0,04
Ref 2030	0,03	0,27	0,11	0,00	0,09
Ref 2050	0,04	0,34	0,00	0,00	0,00
Ref 2070	0,04	0,34	0,10	0,00	0,04
Klima 2030	0,03	0,25	0,00	0,00	0,02
Klima 2050	0,01	0,31	0,14	0,00	0,01
Klima 2070	0,02	0,33	0,00	0,14	0,01
Biodiv 2030	0,07	0,30	0,37	0,00	0,16
Biodiv 2050	0,10	0,36	0,20	0,00	0,23
Biodiv 2070	0,15	0,40	0,13	0,80	0,21

Ein differenziertes Bild der Auswirkungen der drei Entwicklungspfade auf die Waldstruktur bietet die Analyse der Flächenanteile einer Baumart mit einem Alter, das oberhalb der artspezifischen Umtriebszeit liegt (Tabelle 7). Die Nutzung von Bäumen wird in den waldbaulichen Entwicklungspfaden (Tab. 4) vor allem durch die Steuergröße Zielstärke kontrolliert. Ein Verbleiben von Bäumen mit einem Alter oberhalb der Umtriebszeit kann somit mehrere Gründe haben, nämlich eine geringe Durchmesserzuwachsleistung, den Schutz einzelner Individuen als Habitatbäume oder indem der Bestand aus der Nutzung genommen wird. Die Werte zeigen deutlich die Zunahme alter Eichen im Biodiversitätspfad, ebenso werden alte Buchen und Kiefern in größerem Maß als in den beiden anderen Waldbauvarianten in den Beständen belassen. Der Überhang alter Fichten in 2010 wird in den Varianten *Referenz* und *Klimaschutz* schnell abgenutzt, während in der Biodiversitätsvariante trotz kontinuierlicher Nutzung am Ende der Projektionsperiode noch 13 % der Fichtenfläche über dem Alter der Umtriebszeit vorhanden sind.

Die Auswirkung der hier verwendeten drei unterschiedlichen Klimaszenarien, Minimum-, Median- und Maximumlauf, werden am Beispiel der Höhenveränderung für die Modellregion Oder-Spree verdeutlicht (Abb. 8).

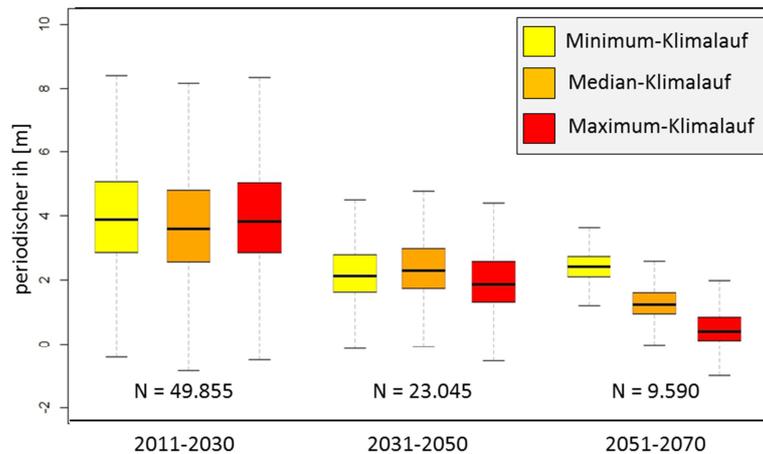


Abbildung 8: Boxplots der periodischen Höhenveränderungen in den drei 20-jährigen Projektionsperioden für die drei Klimaszenarien Minimum- (gelb), Median- (orange) und Maximumlauf (rot).

In Abbildung 8 sind die periodischen Höhenveränderungen der Einzelbäume dargestellt, die am Ende der jeweiligen Projektionsperiode noch im Bestand verblieben sind, d.h. 2030 stehen noch 49.855 Bäume im Modellbetrieb Oder-Spree, von diesen verbleiben 23.045 am Ende der zweiten Periode und nach 60-jähriger Simulation sind vom Anfangskollektiv noch knapp 10.000 Bäume vorhanden. In der Grafik sind folglich die Unterschiede in den Boxplots innerhalb einer Periode als Klimaeffekte zu interpretieren. Die Unterschiede zwischen den Perioden sind sowohl auf Alters- als auch auf Klimaeffekte zurück zu führen. Es wird deutlich, dass die drei Klimäläufe in den ersten beiden Projektionsperioden keine gerichteten Effekte auf die Höhenveränderungen haben. Erst in der dritten Periode mit verstärkten Unterschieden auch in den Klimäläufen schlägt sich der Klimaeffekt auf signifikant unterschiedlichen Höhenveränderungen nieder, wobei der Maximumlauf mit den höchsten Temperaturen und den geringsten Ariditätsindices zu den geringsten Veränderungen im Vergleich zu den beiden anderen Klimäläufen in dieser Periode führt. Allerdings werden die mit dem Maximumlauf projizierten Höhenveränderungen gegenüber den Höhenveränderungen unter heutigen klimatischen Bedingungen die stärksten Abweichungen aufweisen.

4 Diskussion

Die unterschiedlichen Startbedingungen in Form der naturalen Ausgangssituationen in den vier forstlichen Modellbetrieben Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree, die unterschiedlichen Auswirkungen der drei angewendeten kontrastierenden waldbaulichen Entwicklungspfade *Referenz*, *Klimaschutz* und *Biodiversität* sowie die verschiedenen Effekte des Minimum-, Median- und Maximumlaufs des Klimaszenarios führen dazu, dass eine Erklärung der projizierten Waldentwicklung schwer möglich ist, zumal häufig auch gegenläufige Wachstumstrends auftreten. So steht z.B. die gesteigerte Massenleistung in der Klimaschutzvariante durch vermehrten Anbau ertragsreicher Nadelholzarten einer gedämpften Produktivität im Maximumlauf des Klimaszenarios gegenüber.

Um weitere Größen auszuschließen, die die Ergebnisse überprägen könnten, wird in der Projektion der Waldentwicklung vorerst auf die Integration abiotischer und biotischer Risiken in den Szenarien des Modellsystems *Waldplaner* mit entsprechender Rückkopplung auf das Wachstum durch Einzelbaum- und/oder Bestandesausfälle verzichtet. Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes werden jedoch abiotische und biotische Risiken analysiert. Im Einzelnen sind dies die abiotischen Faktoren Trockenstress und Windwurf sowie die biotischen Risiken ausgehend von phyllophagen Insekten wie dem Kiefernspinner (*Dendrolimus pini*), dem Kiefernspanner (*Bupalus piniaria*) und der Kieferneule (*Panolis flammea*), hervorgerufen durch wurzelpathogene Pilze wie dem gemeinen Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*) sowie verursacht durch Borkenkäfer z.B. dem Buchdrucker (*Ips typographus*) und durch den Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea*). Diese einzelnen Risiken werden dann in Abhängigkeit von der Waldentwicklung in einer Region zu einem Risikoprofil verdichtet. Dies ermöglicht die tiefere Interpretation der Ergebnisse der waldbaulichen Entwicklungspfade.

Des Weiteren wird für ein besseres Verständnis der Simulationsergebnisse in dieser Untersuchung eine Sensitivitätsanalyse des longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modells (Schmidt, 2010) durchgeführt, um die Effekte sich ändernder Standortsbedingungen auf das Höhenwachstum in den vier Modellregionen zu analysieren. In den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse zeigen sich zwei unerwartete Auffälligkeiten, zum einen die Überprägung des Effektes einiger Nährstoffklassen auf das Höhenwachstum durch die nutzbare Feldkapazität (Abb. 2) und zum anderen der abnehmende Trend der Baumhöhen mit zunehmendem Temperaturangebot am Standort (Abb. 3). Es muss hierbei grundsätzlich beachtet werden, dass das standortsensitive longitudinale Höhen-Durchmesser-Modell ein zweistufiges, verallgemeinertes additives Modell ist. Das Grundmodell zur klimasensitiven Schätzung der Einzelbaumhöhenentwicklung ist bei Schmidt (2010) ausführlich beschrieben. Dieser Modellansatz beruht auf einer speziellen Höhen-Durchmesser-Funktion (Lappi, 1991), deren Parameter in Abhängigkeit von Standorts- und Baumvariablen geschätzt werden. Veränderte klimatische Bedingungen werden mit Hilfe der Temperatursumme in der Vegetationszeit und des Ariditätsindex (De Martonne, 1926) berücksichtigt. Für eine verbesserte Sensitivität der Schätzergebnisse bezüglich bodenkundlicher Standortseigenschaften wird das bestehende Modell in einer zweiten Stufe um die Parameter nutzbare Feldkapazität, Bodennährstoffe und Grundwasseranschluss erweitert. Die nutzbare Feldkapazität wird dabei anhand des Modells von Overbeck et al. (2011) hergeleitet, die Bodennährstoffe werden laut Niedersächsischer Forstlicher Standortkartierung klassifiziert und der Grundwasseranschluss der Standorte über die Klassen stark (Flurabstand < 0,95 m), mittel (Flurabstand zwischen 0,95 und 2,5 m) und kein (Flurabstand > 2,5 m) quantifiziert. Der logarithmierte Erwartungswert der Höhenschätzung aus dem Grundmodell geht dabei als Kovariable in die zweite bodensensitive Modellstufe ein. In der zweiten Modellstufe erfolgt somit eine Modifikation der Schätzung des Grundmodells unter der Berücksichtigung der oben genannten Bodenparameter. Die eindimensionale Interpretation der partiellen Effekte wie dem Trend der Baumhöhen über Nährstoffklassen oder dem Temperaturangebot ist daher eingeschränkt, da das Höhen-Durchmesser-Modell multidimensional ist und die Eingangsparameter in den Modellregionen miteinander korreliert sind und keine ausbalancierte Struktur aufweisen. Die Ursache für den nicht monotonen Verlauf des eindimensionalen Effekts der Nährstoffklassen kann aufgedeckt werden, indem gerade die multidimensionale Struktur der Daten berücksichtigt wird (Abb. 9).

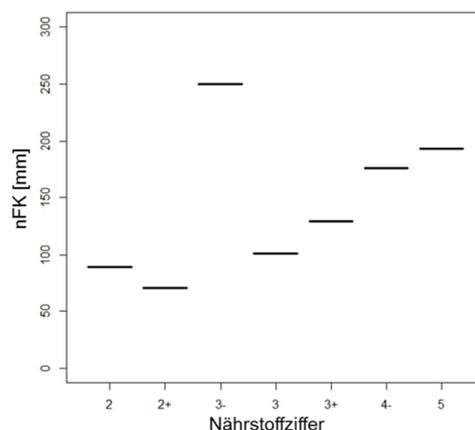


Abbildung 9: Korrelation zwischen nFK und Nährstoffziffer für die Standorte der Modellregion Oder-Spree auf Basis der BÜK1000.

Aus Abbildung 9 ist ersichtlich, dass die Zuordnung von Nährstoffziffern und nFK-Werten auf der Grundlage von Leitprofilen aus der BÜK1000 dazu führt, dass die Standorte jeweils nur eine einheitliche Kombination aus Nährstoffziffer und nFK zugewiesen bekommen. Jegliche Variabilität der beiden Parameter zueinander geht hierbei verloren. Die Verwendung der BÜK1000 als bodenkundliche Datengrundlage erscheint jedoch notwendig, da die BÜK1000 die einzige einheitliche Datenbasis für alle vier Modellregionen darstellt und nur so eine Vergleichbarkeit der Regionen gewährleistet ist. Somit ergibt sich für alle Standorte der Nährstoffziffer 2+ ein recht niedriger nFK-Wert, wohingegen Standorte der Nährstoffziffer 3+ mit einem sehr hohen nFK-Wert von 250 mm korreliert sind. Diese Unschärfe in der Bestimmung der Bodenparameter zu Gunsten der Vergleichbarkeit der Regionen führt somit u.U. zu nicht monotonen Verläufen in den eindimensionalen Auswertungen der Modellprognosen.

Die Ursache für die mit zunehmender Temperatur in der Vegetationszeit abnehmenden Baumhöhen (Abb. 3) liegt in der Kombination der Temperatur- und Ariditätsindexwerte. Während der in der Sensitivitätsanalyse betrachtete Temperaturbereich im bereits stark abflachenden Teil der Kurve des partiellen Effektes liegt (Abb. 10, links), tritt im Bereich der Ariditätsindexwerte zwischen 22 und 32 ein starker Gradient des partiellen Effektes auf (Abb. 10, rechts). Somit wird offensichtlich der positive Effekt wärmerer Standorte durch die dort herrschende Trockenheit im Datensatz der Modellregionen Diepholz und Oder-Spree überkompensiert.

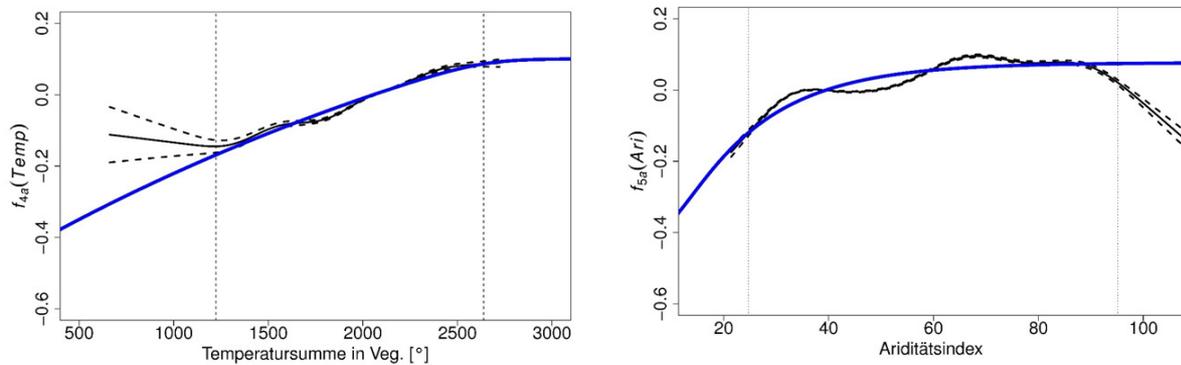


Abbildung 10: Partielle Effekte (schwarz: modellierter Trend, gestrichelt: 95% Prognoseintervall, blau: approximierter Trend) der Temperatursumme in der Vegetationszeit (links) und des Ariditätsindex (rechts) des für die Kiefer parametrisierten longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modells (Schmidt, 2010).

Die präsentierten Ergebnisse der Waldentwicklungsprojektion sind exemplarisch. Eine umfassende Bewertung der drei waldbaulichen Entwicklungspfade kann, auch unter Einbeziehung der regionalspezifischen Risikoprofile, erst nach einer gesamthaften Auswertung stattfinden. Wichtig ist die Erkenntnis aus den in Abb. 6 und 7 und Tab. 6 und 7 dargestellten Ergebnissen, dass wichtige ertragskundliche Größen wie der Bestandesvorrat, die entnommene Masse, die Baumartenzusammensetzung nach Waldumbau und die Altersklassenverteilung sensitiv und nachvollziehbar auf die Steuervariablen der waldbaulichen Entwicklungspfade reagieren. Die beiden 'Extremvarianten' *Klimaschutz* und *Biodiversität* bilden somit die Grenzen des hier untersuchten Bereichs möglicher Waldentwicklungen. Dieser Handlungsraum kann den verschiedenen Landnutzern als Entscheidungsgrundlage dienen, um eine kompromissfähige Variante der multifunktionalen, nachhaltigen Landnutzung zu identifizieren. Im Gegensatz zu diesem waldbaulichen Handlungsraum mit realisierbaren Entwicklungen definieren die drei Klimaszenarien des Minimum-, Median- und Maximumlaufes einen Unsicherheitsbereich. Die klimatischen Rahmenbedingungen des Waldwachstums werden durch getroffene Annahmen, z.B. bezüglich der Auswahl des unterstellten Emissionsszenarios (in dieser Untersuchung RCP 8.5), bestimmt. Welche Klimaentwicklung sich tatsächlich einstellen wird, ist ungewiss. Die Unsicherheit kann jedoch durch Auswertung extremer Szenarien quantifiziert werden (Abb. 8).

5 Zusammenfassung

Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes „Nachhaltiges Landmanagement im Norddeutschen Tiefland“ wird ein Modellsystem erstellt, das die Projektion der Waldentwicklung unter verschiedenen Klimaszenarien und Nutzungsstrategien erlaubt. Zentrales Element ist ein standortsensitives Waldwachstumsmodell, welches die Effekte sich verändernder klimatischer Bedingungen und der bodenkundlichen Parameter Nährstoffziffer und nutzbare Feldkapazität abbildet.

Die Einflüsse sich ändernder klimatischer Bedingungen und die Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsstrategien werden hinsichtlich verschiedener Indikatoren exemplarisch in den vier Modellregionen Diepholz, Uelzen, Fläming und Oder-Spree untersucht. In den Szenariosimulationen werden drei kontrastierende Nutzungsstrategien und drei unterschiedliche Projektionen zukünftiger Klimabedingungen bis 2070 unterstellt. Die Nutzungsstrategien sind 1) der Entwicklungspfad des naturnahen Waldbaus nach LÖWE als *Referenzszenario*, 2) der Entwicklungspfad *Biodiversität*, der sich an der potenziell natürlichen Vegetation orientiert, und 3) der Entwicklungspfad *Klimaschutz*, der eine Maximierung der Kohlenstoffspeicherung im stehenden Holzvorrat und den Holzprodukten anstrebt. Als Antrieb des unterstellten Klimasignals werden basierend auf dem Emissionsszenario *RCP 8.5* die

Medianläufe der drei Globalmodelle *INM-CM4*, *ECHAM6* und *ACCESS1.0* verwendet. Diese drei mit dem regionalen Klimamodell *STARS II* auf das norddeutsche Tiefland hochskalierten Klimaprojektionen resultieren in einem Minimum-, Median- und Maximumlauf. Auf dieser Basis werden die regionalen klimatischen Bedingungen für die vier Modellregionen bis 2070 projiziert.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen die Sensitivität des longitudinalen Höhen-Durchmesser-Modells für die Standorte in den Untersuchungsgebieten bezüglich der bodenkundlichen Größen Nährstoffe und nutzbare Feldkapazität und der klimatischen Größen Temperatursumme in der Vegetationszeit und Ariditätsindex. Die unterschiedlichen Auswirkungen der drei waldbaulichen Entwicklungspfade auf den Bestandesvorrat, die Erntemassen, die Baumartenzusammensetzung nach Waldumbau und das Altersklassenverhältnis werden aufgezeigt. Schließlich wird die Unsicherheit in der Höhenentwicklung der Bäume auf Basis der drei Klimalläufe des unterstellten Emissionsszenarios RCP8.5 quantifiziert.

6 Summary

The interdisciplinary research project “Sustainable land-use management in the North German lowlands” investigates the opportunities, challenges and potential conflicts in the fields of agriculture, forestry and water management in a socio-economic context under climate change. In particular, forest development is projected under different climate scenarios and applying different management regimes. A site-sensitive forest growth model is the core element in the simulation framework.

Scenario simulation helps in evaluating the impact of environmental changes and anthropogenic measures on different forest functions. We apply three contrasting management scenarios and project forest development under climate change in four regions located in the lowlands of northern Germany until 2070. The four regions to be analysed are from west to east Diepholz near the border to the Netherlands, Uelzen, Flaeming and Oder-Spree near the Polish border. The management scenarios comprise a *reference* scenario reproducing today’s applied silvicultural practices in Germany, a *biodiversity* run aiming at increasing the area of close to nature forests, and a *climate protection* run with the goal to maximize CO₂ sequestration in standing volume and wood products. As a natural driver of forest growth the dynamic climatic conditions are defined by the emission scenario RCP 8.5. Using the regional climate model *STARS* we apply three climate runs (minimum, median, maximum) as input factors for the site-sensitive forest growth functions within the simulation framework *WaldPlaner* to project forest development until 2070.

The presented results show the sensitivity of the applied site-sensitive height-diameter model by Schmidt (2010) for sites of the investigated area. Fig. 2 shows the sensitivity analysis for soil nutrients and available soil moisture. In fig. 3 the results of the sensitivity analysis for temperature sum in the growing season and aridity index are presented. The different effects of the three management regimes are presented looking at standing volume and harvested volume over time (fig. 6). Furthermore, the effects on tree species conversion are analysed (fig. 7) as well as the effects on species diversity (tab. 6) and proportion of trees with age above rotation length (tab. 7). Finally, the uncertainty coming from climate development is quantified analyzing the three climate runs under the emission scenario RCP8.5 (fig. 8).

Danksagung

Diese Untersuchung wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter den Förderkennzeichen 033L029A – O gefördert.

Literatur

- GREGORIUS, H.-R., 1974: Genetischer Abstand zwischen Populationen – Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. *Silvae Genetica* 23: S. 22-27.
- HANSEN, J. UND NAGEL, J., 2013: Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendungen und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Band 11. Universitätsverlag Göttingen. 224 S.
- MARTONNE DE, E., (1926): Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. *La Météorologie* 21: S. 449-458.
- LAPPI, J., 1991: Calibration of height and volume equations with random parameters. *For.Sci.*, Vol. 43(4): pp. 555-570.
- ORLOWSKY, B., GERSTENGARBE, F.-W. AND WERNER, P.C., 2008: A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theor. Appl. Climatol.* 92, No. 3-4, pp. 209-223.
- OVERBECK, M., SCHMIDT, M., FISCHER, CH., EVERS, J., SCHULZE, A., HÖVELMANN, T. UND SPELLMANN, H., 2011: Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv* 82: S. 92-100.
- POMMERENING, A., 1997: Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Dissertation der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen: 150 S.
- SCHMIDT, M., 2010: Ein standortsensitives, longitudinales Höhen-Durchmesser-Modell als Lösung für das Standort-Leistungs-Problem in Deutschland. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Körbecke, Möhnesee vom 17.-19.05.2010. S. 131-152.
- SIMPSON, E.H., 1949: Measurement of diversity. *Nature*, 163: S. 688 - 698.
- STAUPENDAHL, K., 1999: Bestandesbezogene Modellierung von Durchforstungen in Buchenreinbeständen auf der Basis des Stammzahl-Grundflächen-Verhältnisses. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA, 17.-19.05.1999 in Volpriehausen. S.112-125.