



Forst



Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63

30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg

Beiträge zur Fachtagung
am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63

30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg



FORSTWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND

Vorausschauend aus Tradition

Impressum

Herausgeber:	Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg
Redaktion:	Dr. Reinhard Kallweit, Jan Engel Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Gesamtherstellung:	Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH Karl-Liebnecht-Straße 24/25 14476 Potsdam (OT Golm)
1. Auflage:	1.200 Exemplare, gedruckt auf PEFC-Papier.
Titelfoto:	Jan Engel
Fotos im Text:	Von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.

Eberswalde, im Dezember 2016

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg kostenlos abgegeben und ist nicht zum Verkauf bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags- und Kommunalwahlen. Missbräuchlich sind insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen von Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen und Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung Brandenburgs zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

Vorwort



Als Anfang der 80er Jahre auch in industriefernen Wäldern die Fichten erkrankten, war die Sorge um den Wald in Ost und West groß und das „Waldsterben“ wurde international zum Thema. Das Genfer Luftreinhalteabkommen etablierte 1985 ein Internationales Kooperationsprogramm zu Wäldern, das ab 1986 ein Waldschadens-Monitoring auf einheitlicher methodischer Grundlage in ganz Europa begründete.

Seit 1986 wurden auch in der damaligen DDR jährliche Waldschadensinventuren durchgeführt. Die forstwissenschaftlichen Institutionen in Eberswalde und Tharandt waren hoch engagiert bei der waldökologischen Forschung wie auch der Entwicklung von Anpassungsstrategien zur Walderhaltung. Mit der Vernetzung von Wissenschaft, administrativen Stellen und dem zentralen Betrieb für Standorterkundung und Forsteinrichtung wurde ein bis dahin einzigartiges, modernes Inventursystem aufgebaut, die ökologische Waldzustandskontrolle.

Als im Jahr 1995 die Entscheidung zum Aufbau eines europäischen Intensivmessnetzes zur Waldzustandserhebung fiel, war auch das junge Brandenburg bereit, die trotz anfänglicher Förderung durch die EU bemerkenswerten Kosten für zunächst sechs Dauerbeobachtungsflächen zu übernehmen.

Der Brandenburger Wald ist heute nicht in seiner Existenz bedroht und wir brauchen in der Waldpolitik keinen großen Ruck wie vor 35 Jahren. Richtungsweisende Entscheidungen bedürfen aber fundierter Grundlagen, da diese beim Wald auf eine ganze Baumgeneration wirken. Wie die Verfügbarkeit von Informationen wird auch der Informationsbedarf immer größer. Waldbesitzer, Politik und Verwaltung wollen wissen, wie getroffene Entscheidungen umgesetzt werden und wie diese wirken.

Die Anforderungen an das Monitoring-System werden dadurch immer komplexer. Neben den direkten Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder bekamen die nachhaltige Forstwirtschaft, der Boden- und Grundwasserschutz, die Erhaltung der Biodiversität, die Klimaanpassung der Waldwirtschaft, die Kohlenstoffspeicherung durch Bäume und Boden wachsenden Stellenwert. Forstliches Umweltmonitoring ist kein Projekt zur Klärung eines zeitlich begrenzten Problems, sondern Teil eines dauerhaft notwendigen Informationssystems zur Kontrolle der Nachhaltigkeit menschlichen Handelns.

Deshalb brauchen wir auch zukünftig ein Waldmonitoring und engagierte Mitarbeiter, die diese Daten erheben und auswerten.

A handwritten signature in black ink that reads "Jörg Vogelsänger". The signature is fluid and cursive, with a long horizontal stroke at the end.

Jörg Vogelsänger
Minister für Ländliche Entwicklung, Umwelt
und Landwirtschaft des Landes Brandenburg

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	
<i>Jörg Vogelsänger</i> , Minister für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg	3
Vom „Waldsterben“ zum Forstlichen Umwelt-Monitoring (ForUm)	
<i>Andreas Bolte, Nicole Wellbrock, Tanja Sanders, Andreas Schmitz</i> , TI Eberswalde	7
Messnetze der forstlichen Umweltkontrolle in Brandenburg	
<i>Reinhard Kallweit</i> , LFE	16
Luftverunreinigung als Belastungsfaktor	
<i>Peter Einert</i> , LFE	27
Bodenzustand und Baumernährung: Kennwerte aus BZE und Level II-Programm	
<i>Winfried Riek</i> , LFE/HNEE, <i>Alexander Russ</i> , HNEE, <i>Jens Hannemann</i> , LFE, <i>Reinhard Kallweit</i> , LFE	39
Betrachtungen zu den Stoffbilanzen von Level II-Flächen in Brandenburg	
<i>Jens Hannemann</i> , LFE, <i>Alexander Russ</i> , HNEE, <i>Reinhard Kallweit</i> , LFE, <i>Winfried Riek</i> , LFE/HNEE	60
Forstliches Management zur Steuerung des C-Sequestrierungspotentials von Wäldern Brandenburgs einschließlich der Holzprodukte	
<i>Hubert Jochheim</i> und <i>Pau Brunet-Navarro</i> , ZALF Müncheberg	75
Kronenanalyse an Kiefer	
<i>Reinhard Kallweit</i> , <i>Elvira Hein</i> , LFE	88
Kronenzustand als Vitalitätsweiser	
<i>Reinhard Kallweit</i> , LFE	100
Klimawandel – was ändert sich bisher in Brandenburg	
<i>Reinhard Kallweit</i> , LFE, <i>Ralf Barth</i> , LFE, <i>Ralph Beitz</i>	119
Wasserhaushalt von Standorten des Level II-Programms in Brandenburg	
<i>Alexander Russ</i> , HNEE, <i>Winfried Riek</i> , HNEE/LFE, <i>Reinhard Kallweit</i> , LFE, <i>Peter Einert</i> , LFE, <i>Hubert Jochheim</i> , ZALF, <i>Dietmar Lüttschwager</i> , ZALF, <i>Jens Hannemann</i> , LFE, <i>Frank Becker</i> , LFE	135
Charakterisierung der Level II-Flächen anhand waldwachstumskundlicher Parameter	
<i>Annett Degenhardt</i> , <i>Reinhard Kallweit</i> , <i>Ralf Barth</i> , <i>Sibylle Wenk</i> , LFE, <i>Hubert Jochheim</i> , ZALF	157
Wachstumsverhalten und witterungssensitive Zuwachsreaktionen des Baumbestandes der Brandenburger Level II-Plots	
<i>Wolfgang Beck</i> , TI Eberswalde	162
20 Jahre Biomarker als Vitalitätsindikatoren auf Level 2-Flächen – Ergebnisse und Erfahrungen	
<i>Ralf Kätzel</i> , <i>Sonja Löffler</i> , LFE	175

	Seite
Regionalisierung: Ableitung von Flächenaussagen aus Fallstudien und BZE	
<i>Winfried Riek, HNEE/LFE, Alexander Russ, HNEE</i>	191
18 Jahre Erfassung der Vegetation auf Brandenburger Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle	
<i>Frank Becker</i>	206
„Daten unter die Leute bringen“: Dokumentation, Datenfreigabe und zielgruppengerechte Präsentation von Ergebnissen der Forstlichen Umweltkontrolle	
<i>Jan Engel, LFE</i>	216
Wie beeinflussen Klima- und Bodenentwicklungen die Waldbewirtschaftung im nordostdeutschen Tiefland – waldbaustrategische und waldbauliche Konsequenzen aus den Monitoringdaten	
<i>Falk Stähr, LFE</i>	223
Exkursionsführer Kienhorst (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin)	
(Level 2 Kiefer/Eiche/Waldumbau/LWI/BZE)	238
Bisher erschienene Bände der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe	257
Übersicht: Kurzcharakteristik der Dauerbeobachtungsflächen Level II in Brandenburg	261
Übersicht: Lage der Dauerbeobachtungsflächen Level II in Brandenburg	263

Vom „Waldsterben“ zum Forstlichen Umweltmonitoring (ForUm)

ANDREAS BOLTE, NICOLE WELLBROCK, TANJA SANDERS, ANDREAS SCHMITZ

Am Anfang war das „Waldsterben“

Abgesehen von den Diskussionen um den Klimawandel und seine Folgen hat kein anderes Umweltthema eine solche große gesamtgesellschaftliche Debatte entfacht wie die Waldschäden zu Anfang der 1980er Jahre. Die Befürchtungen und das Medienecho waren damals groß: Ein flächenhaftes Waldsterben innerhalb weniger Jahre war im Gespräch (Der Spiegel 1981), dessen Folgen mit dem Atombomben-Abwurf auf Hiroshima verglichen wurde (Der Spiegel 1983). Schuld sollten Luftschadstoff-Emissionen und insbesondere der „saure Regen“ sein.

Im Zeitraum etwa eines Jahrzehnts konnten mit Hilfe von umfangreichen Forschungsaktivitäten folgende drei unterschiedliche Wirkungshypothesen für Waldschädigungen durch Luftschadstoffe identifiziert werden:

- Direkte Schädigungen der Assimilationsorgane (Nadeln, Blätter) durch saure Luftschadstoffeinträge (besonders Schwefeldioxid, Wentzel 1979, 1982) oder Ozon (Bucher 1982, 1984)
- Tiefenversauerung der Waldböden durch versauernde Schwefel und Stickstoffeinträge, Basenverarmung (Mg-Mangel) und Freisetzung wurzeltoxischer Aluminium-Ionen (ULRICH 1981, 1986, HÜTTL 1991)
- Stickstoff-Eutrophierung und dadurch Nährstoffungleichgewichte, Rückgang der Mykorrhizierung und biotische Schadanfälligkeit (NIHLGÅRD 1985, VI-TOUSEK et al. 1997, ABER et al. 1998, BOBBINK et al. 1998)

Eine Verknüpfung unterschiedlichen Schadursachen lieferte die sog. Stresshypothese (MANION 1981, SCHÜTT 1984), die eine Folge von prädisponierenden, auslösenden und begleitenden Stressoren für eine Schädigung und das Absterben von Bäumen beschreibt. Dies ermöglichte die Wechselwirkung von Luftschadstoffen mit Witterungs- und Wetterextremen oder dem Auftreten von Schaderregern zu erklären.

Neben der Suche nach den Ursachen für die Waldschäden wurde aber schnell klar, dass ein geeignetes Umweltmonitoringverfahren zur Beurteilung des Waldzustandes und seiner Entwicklung für ganz Deutschland notwendig war. Den Beginn machte in Deutschland die jährliche Waldschadenserhebung (heute Waldzustandserhebung bzw. WZE), die 1983 in Bayern erprobt und ab 1984 flächendeckend in Westdeutschland in einem 16 km x 16 km-Rasternetz erfolgte (SEIDLING und BOLTE 2009). Damit war der Grundstein für ein Forstliches Umweltmonitoringsystem gelegt, das ab 1989 um die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE, 8 km x 8 km) und ab 1995 um ein Intensivmonitoring auf heute 68 ausgewählten Waldflächen ergänzt wurde. Nach der Wiedervereinigung im Jahre 1990 wurde das Monitoringsystem auf das erweiterte Bundesgebiet übertragen. Die Einbindung in ein europäisches Monitoringssystem zur Beobachtung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Wälder (UN-ECE ICP Forests) gliederte die Erhebungen in Stichprobenerhebungen zum Waldzustand (Level I) und Intensivuntersuchungen auf ausgewählten Waldflächen (Level II, Abbildungen 1 und 2). Die Verknüp-

Programm	Level I (BZE/WZE)		Level II
Parameter	Kronenzustand	<ul style="list-style-type: none"> • Kronenansprache 	<ul style="list-style-type: none"> • Deposition
	Bodeninventur	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenzustand • Profilbeschreibung • Elementgehalte in Blättern/Nadeln • Vegetation • Totholz (16 x16 km) • Bestandesaufnahme 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenzustand • Bodenlösung • Waldklima • Zuwachs • Vegetation • Streufall • Totholz (50 FL)
Frequenz	Kronenzustand	jährlich	Dauerhaft bis jährlich
	Boden	alle 15 Jahre	
Ziele	<ul style="list-style-type: none"> • Charakterisierung des Waldökosystemzustands (phänomenologische Studien) • Identifizierung von Risikogebieten (regionale Differenzierung) 		<ul style="list-style-type: none"> • Exemplarische Studien • Hypothesenentwicklung zu Ursache-Wirkungsbeziehungen • Identifizierung von Schlüsselprozessen

Abb. 1: Übersicht über Erfassungsbereiche und Ziele des Forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (BOLTE et al. 2008).

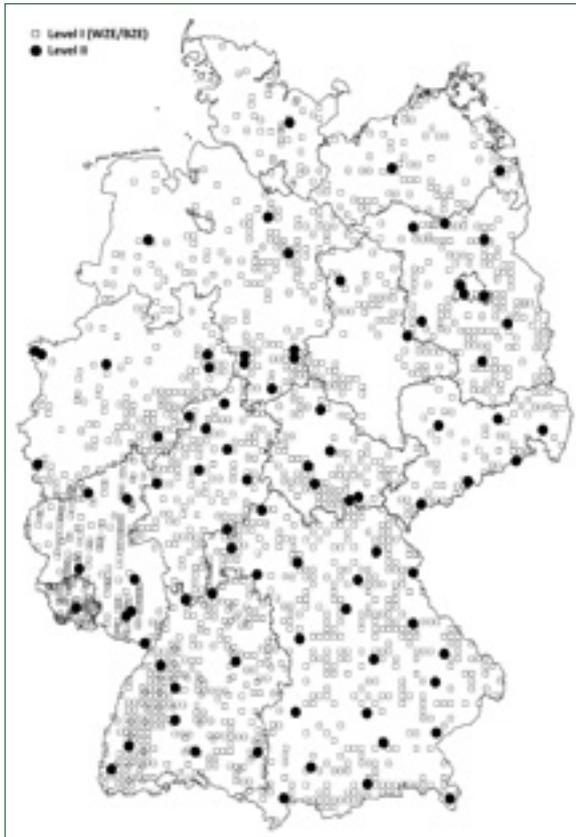


Abb. 2: Lage der Flächen des Forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (Stand 2007) (BOLTE et al. 2008).

fung beider Bereiche erlaubt die regionale Erfassung von Gefährdungen und eine umfassende Einfluss-Wirkungsanalyse (BOLTE et al. 2008). Gleichzeitig sind WZE und BZE wichtige Element des Systems nationaler Großrauminventuren zu Waldverhältnissen und Waldzustand in Deutschland (Abbildung 3). Aktuell liegen die Auswertungen zur zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) vor (WELLBROCK et al. 2016).

Gesetzliche und vertragliche Verankerung des Forstlichen Umweltmonitorings

Seit dem 31.07.2010 ist das Forstliche Umweltmonitoring in Deutschland eine gesetzliche Aufgabe des Bundes und der Länder. Im novellierten Paragraph 41a des Bundeswaldgesetzes wurde neu geregelt: *Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft kann durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates vorsehen, dass Daten (1) zur Nährstoffversorgung und Schadstoffbelastung der Waldböden (Bodenzustandserhebung), (2) zur Vitalität der Wälder und (3) zu Wirkungszusammenhängen in Waldökosystemen erhoben werden können und dabei nähere Vorschriften über den Zeitpunkt, die anzuwendenden Verfahren und die zu ermittelnden Grunddaten erlassen* (BWaldG § 41a, Absatz 6). Nachfolgend wurde am 20.12.2013 eine Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV) erlassen, welche folgende Erhebungsdaten definiert: (1) Kronenzustand, (2) Baumwachstum, (3) Nadel- und Blattanalysen, (4) Bodenvegetation, (5) atmosphärische Stoffeinträge, (6) Streufall, (7) Bodenwasser nach Menge und Zusammensetzung, (8) Bodenzustand, (9) meteorologische Parameter, (10) Phänologie und (11) Luftqualität (ForUmV, § 1). Ebenso werden das 16 x 16 km-Stichprobenraster für die Kronenzustandserhebung (WZE, ForUmV § 2) als auch die Auswahl von einer Intensiv-Beobachtungsfläche pro 256 Tausend Hektar Waldfläche vorgeschrieben (Level II, ForUmV § 3). Ein zwischen dem Bund und den Ländern abgestimmtes Durchführungskonzept mit detaillierten Empfehlungen zur Zuständigkeit und Methodik beim Forstlichen Umweltmonitoring soll in Kürze beschlossen werden.

Neben der nationalen Regelung des Forstlichen Umweltmonitorings bestehen eine Reihe von internationalen Übereinkommen und Berichtspflichten, zu denen die Erhebungen maßgeblich beitragen (BOLTE et al. 2008). Eine zentrale Rolle spielt hierbei das Über-

Teil des Forstlichen Umweltmonitorings (ForUm)

	Waldzustandserhebung (WZE)	Bodenzustandserhebung (BZE)	Bundeswaldinventur (BWI)
Abdeckung	deutschlandweit	deutschlandweit	deutschlandweit
Raster (km)	16 x 16 (8 x 8)	8 x 8	4 x 4 (gebietsweise verdichtet)
Netz	Kombiniert mit BZE	Kombiniert mit WZE	Eigenes Netz außer BY, BB (Versatz BZE im Mittel 400 m)
Punktzahl	456 (ca. 2.000)	ca. 2.000 (1.500 HBI, ohne BY)	> 60.000
Hauptsächliche Zielaussage	Kronenzustand (Bestandesvitalität)	Boden-/Ernährungszustand (HBI: Verknüpfung Boden- u. Bestandesinformation am Punkt)	Großräumige Waldverhältnisse, Produktionsmöglichkeiten (Regionalisierung!)
Wesentliche Instrumente	Visuelle Kronenansprache	Umfassende Bodeninventur, Nadel/Blattanaysen, Vegetationsaufnahmen, HBI: BWI-konforme Bestandesinventur	Umfassende Bestandesinventur (inkl. Verjüngung, Totholz, LRT)

Abb. 3: Einbindung des Forstlichen Umweltmonitorings in das System nationaler Großrauminventuren zu Waldverhältnissen und Waldzustand.

einkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLRTAP) der UN-ECE (Genfer Luftreinhaltkonvention) aus dem Jahre 1983. Auf dieser Grundlage erfolgt seit 1985 die internationale Erfassung und Überwachung der Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Wälder unter dem *International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests* (ICP Forests). Unter der Koordination von Deutschland als Lead Country erfolgte der Aufbau der dargestellten Monitoringsysteme mit Stichprobenerhebung zum Kronenzustand (Level I) und Intensiverhebungen in ausgewählten Wäldern (Level II) im internationalen Maßstab. Nach mehreren Jahrzehnten der Kofinanzierung des Programmes durch die Europäische Union (EU-Verordnung, LIFE+) finanzieren die CLRTAP-Unterzeichnerstaaten das Monitoring seit 2010 eigenständig.

Schlüsselerkenntnisse aus dem Forstlichen Umweltmonitoring

Die langen, teilweise bis zu 30-jährigen Zeitreihen des Forstlichen Umweltmonitorings ermöglichen einzigartige Analysen zum Zustand und der Entwicklung der Wälder in Deutschland in den letzten Jahrzehnten. So zeigt die durchschnittliche Entwicklung des Kronenzustandes von Nadel- und Laubbäumen in Deutschland unterschiedliche Verläufe (Abbildung 4). Während die Kronenverlichtung bei den Nadelbaumarten Fichte, Kiefer und andere Baumarten einen gleichbleibenden bis abnehmenden Trend aufweist, sind die Verlichtungen der Laubbäume wie Buche und Eiche in den Jahren

von 1984 bis etwa 2000 angestiegen und liegen seitdem um die 25 % mit z. T. erheblichen Schwankungen.

Dieser Befund geht einher mit einer deutlich gesunkenen Emission und Deposition von oxidiertem Schwefel (SO₂, Abbildungen 5, 6 und 7), einer der Haupttreiber von Versauerung und direkten Schädigungen insbesondere an Nadelbäumen. Hohe Verlichtungswerte bei Laubbäumen wie z. B. im Jahre 2004 sind dagegen im Zusammenhang mit dem Trockenjahr 2003 zu sehen. Anpassung an Trockenstress durch frühzeitigen Laubabwurf und verstärkte Fruktifikation in den Folgejahren werden als wichtige Gründe angesehen (Innes 1992).

Deutlich geringere Veränderungen sind bei der Emission und dem Eintrag von Stickstoffverbindungen festzustellen (Abbildungen 8, 9 und 10). Besonders beim Ammonium-Stickstoff liegen die Einträge auf annähernd dem gleichen Niveau wie 1990.

Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) zeigen für die Überschreitungen kritischer Eintragsraten an eutrophierendem Stickstoff zwar von 1990 bis 2015 einen abnehmenden Trend an (Abbildung 8). Allerdings treten immer noch auf einem Großteil der Waldstandorte der BZE Stickstoffeinträge auf, welche die Aufnahmekapazität der Waldökosysteme überschreiten.

Auf den Level II Standorten zeigt sich eine Überschreitung der kritischen Belastungsgrenze von 0,2 mg anorganischen Stickstoff pro Liter in der Bodenlösung auf 57 % der Flächen.

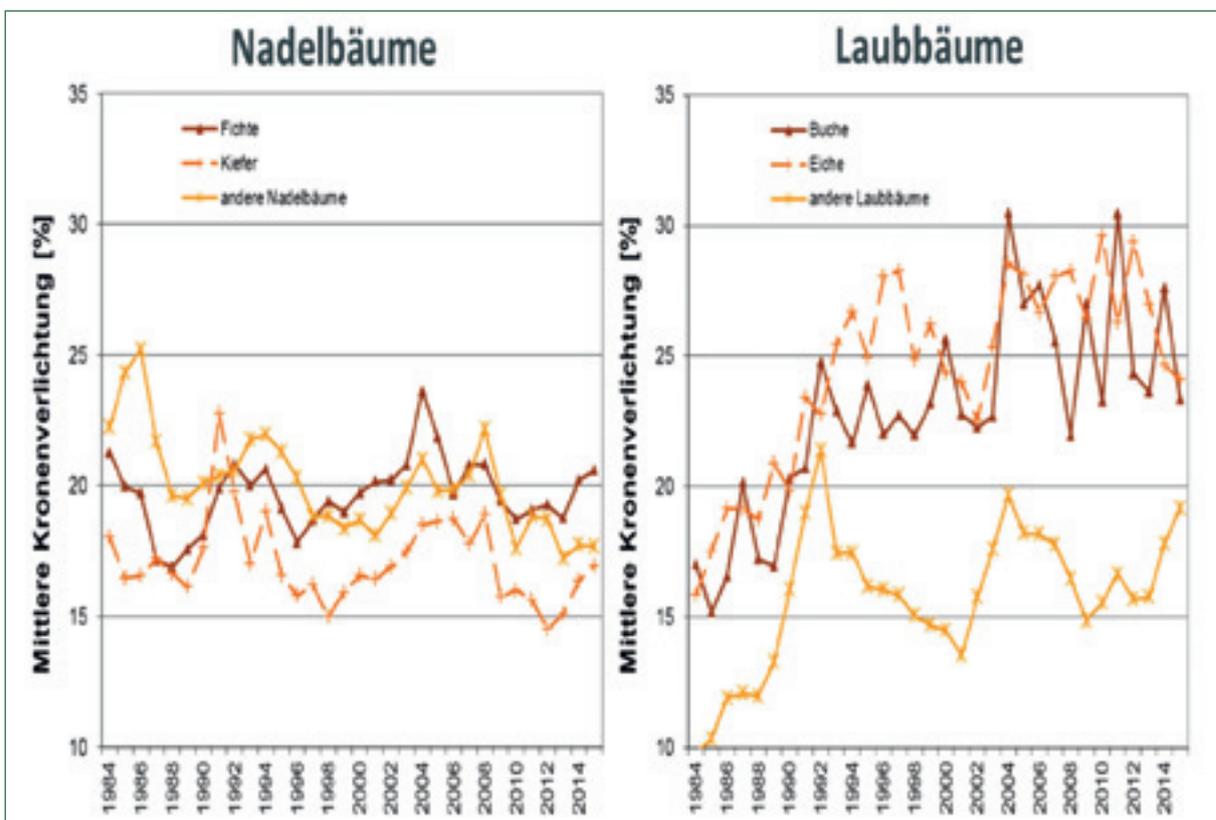


Abb. 4: Entwicklung des Kronenzustands in Deutschland seit 1984 (BMEL 2016).

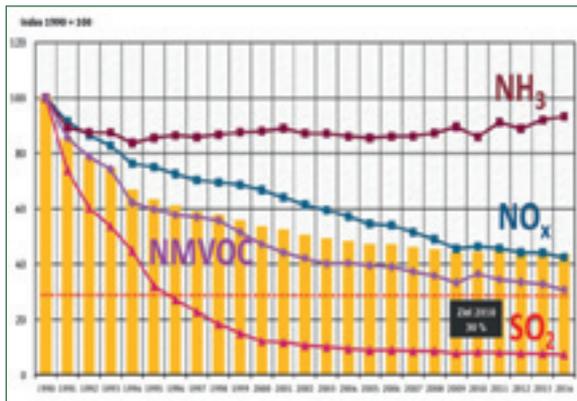


Abb. 5: Index wichtiger Luftschadstoff-Emissionen, Bezugsjahr 1990 = 100 % (UBA 2016).

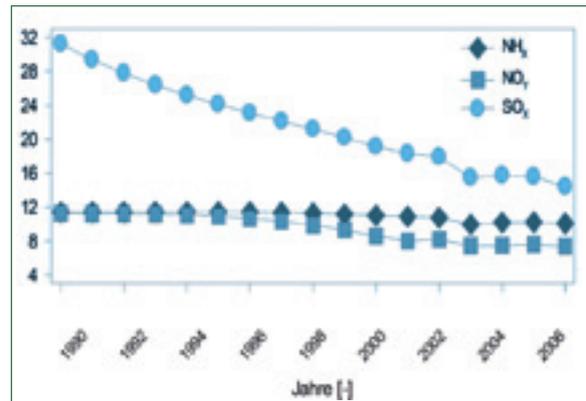


Abb. 6: Modellierte Depositionsraten von Stickstoff- und Schwefelverbindungen an BZE-Standorten (GRÜNEBERG et al. 2016).

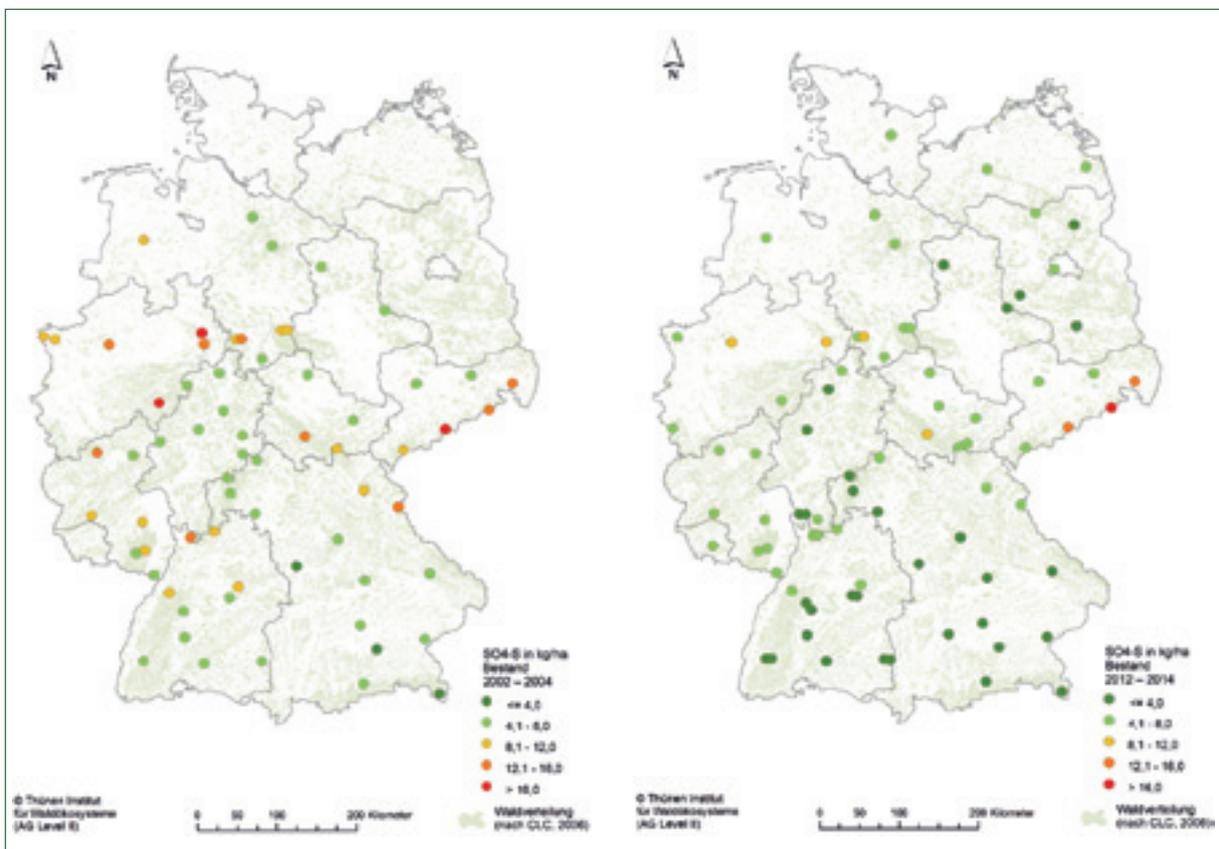


Abb. 7: Gemessene jährliche Sulfat-Schwefel-Depositionen im Bestand an Standorten des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings (Level II, Thünen-Institut 2016a).

Mögliche Auswirkungen sind das Auftreten und die verstärkte Ausbreitung stickstoffliebender Pflanzenarten in bestimmten von Natur aus stickstoffarmen Vegetationseinheiten (Abbildung 9). Diese Arten können andere z. T. seltene Pflanzenarten verdrängen und führen so zu einer Verarmung und Uniformierung der Waldbodenflora (DIRNBÖCK et al. 2014).

Ergebnisse des Forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland gehen in das internationale Monitoring unter ICP Forests ein. Ergebnisse zur europaweiten Ozonbelastung zeigen Schwerpunkte hierzu im Mittelmeerraum (Italien, Südfrankreich, Griechenland)

und dem östlichen Mitteleuropa. Im Vergleich hierzu ist die Belastung der Wälder in Deutschland als gering bis mäßig (einige Standorte in Süddeutschland) einzuschätzen (Abbildung 11).

Die Erhebungen und Auswertungen des Forstlichen Umweltmonitorings erlauben auch eine Einschätzung der Trockenheitswirkung von Klimaextremen auf Wälder in Deutschland. Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse von Jahrringuntersuchungen auf den Flächen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings (Level II) mit Modellierungsergebnissen zur Standortstrockenheit auf den BZE-Standorten zeigt eine sehr

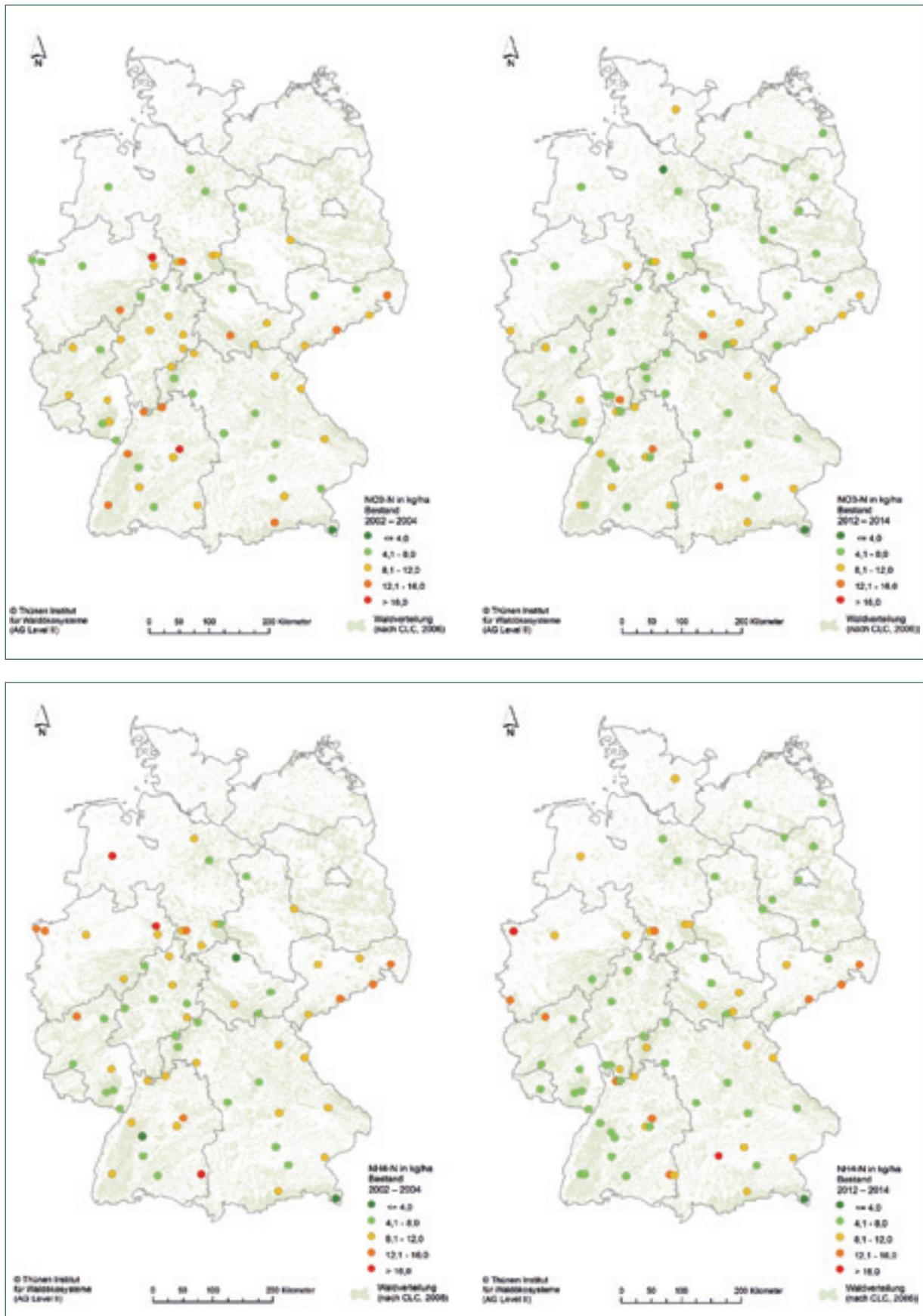


Abb. 8 a) Gemessene jährliche Depositionsraten für Nitrat-Stickstoff (NO₃-N, oben) und b) Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, unten) auf Flächen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings (Level II, Thünen-Institut 2016b, c).

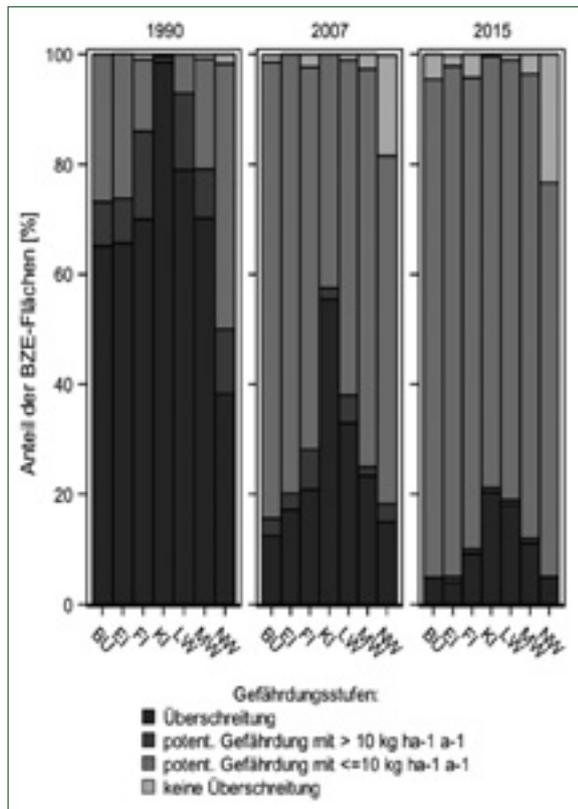


Abb. 9: Überschreitungen kritischer Eintragsraten (Critical Loads) auf Standorten der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, Andrae et al. 2016).

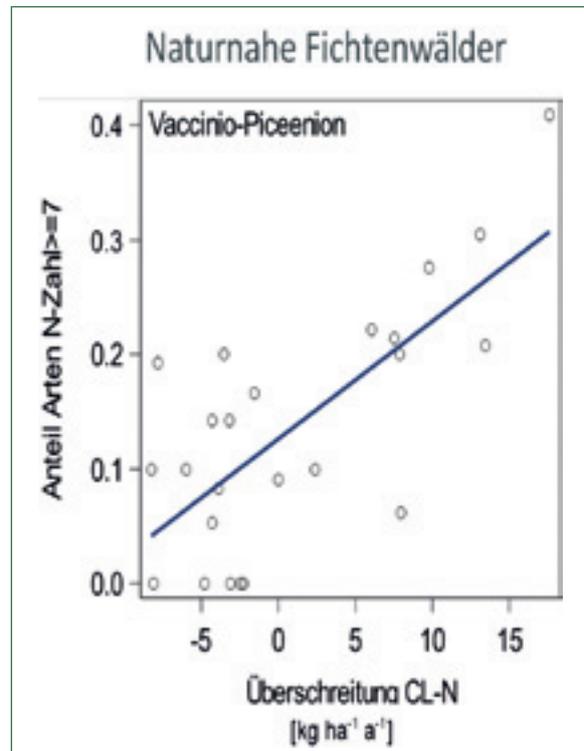


Abb. 10: Gegenüberstellung des Auftretens stickstoffliebender Arten mit einem Ellenberg-Zeigerwert größer oder gleich 7 in naturnahen Fichtenwäldern mit Überschreitungen eutrophierender Stickstoffeinträge (CL-N, in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, Ziche und Kompa 2016).

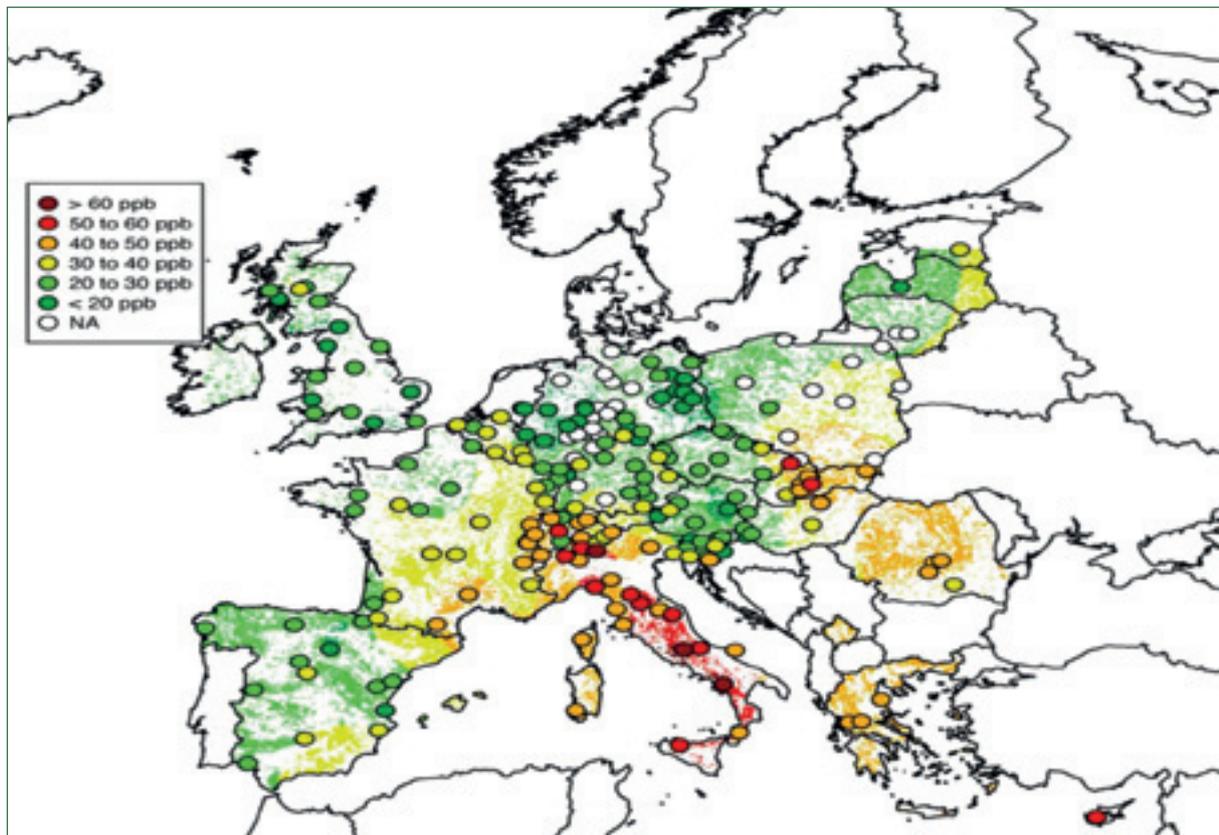


Abb. 11: Mittlere Ozonkonzentration (in ppb) von April bis September (2000-2013) an Standorten des ICP-Forests (Level II, Sanders et al. 2015).

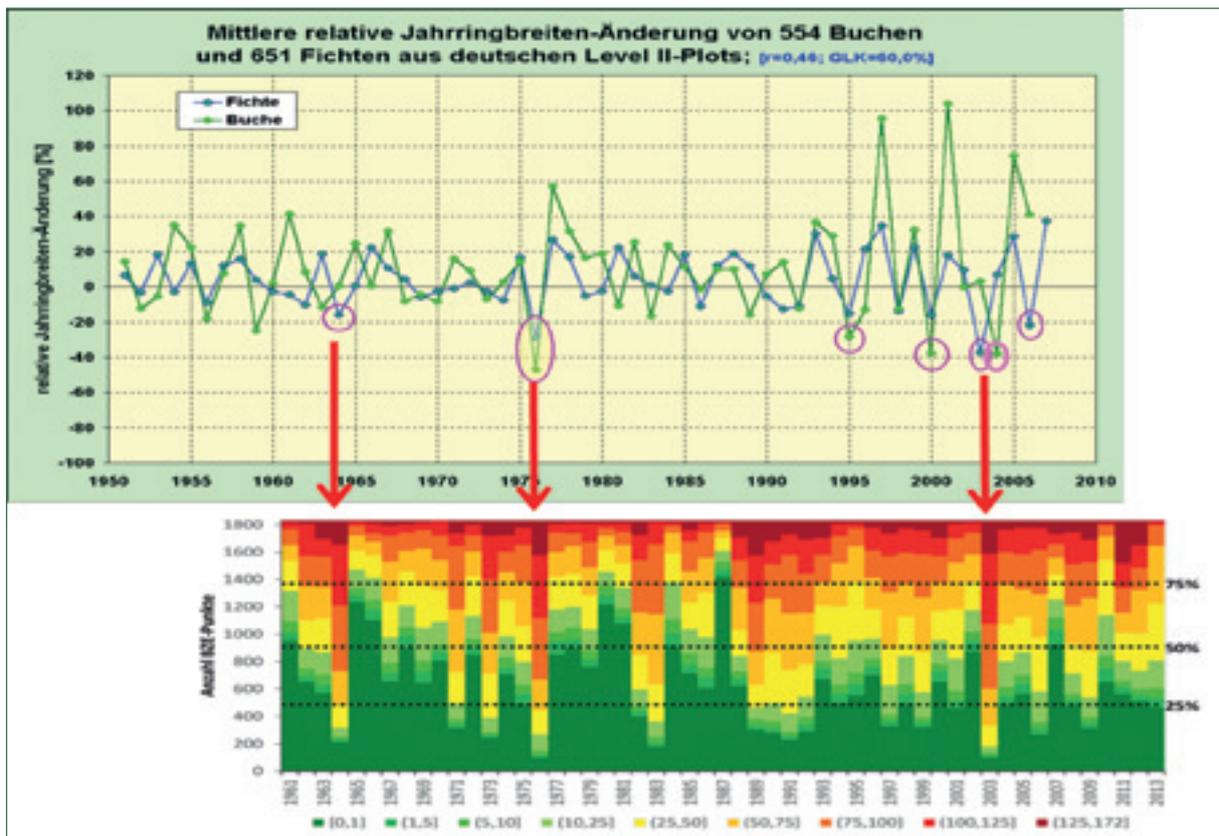


Abb. 12: Gegenüberstellung der mittleren Jahrringbreiten-Änderung von Buchen (Level II) mit dem Auftreten kritischer Trockenjahre (BZE-Standorte, kritische Grenze: Anzahl Tage $\leq 1,2$ MPA im Wurzelraum, BECK 2010, PUHLMANN et al. 2016).

gute Übereinstimmung der Trockenjahren 1964, 1976 und 2003 mit markant negativen Jahrringbreiten-Änderungen (Abbildung 12). Diese Befunde zeigen das große Potenzial zur Beurteilung von Wirkungen des Klimawandels mit zunehmenden Extremen auf die Wälder in Deutschland.

Das Forstlichen Umweltmonitoring heute – eine Kernbotschaften

Die dargestellten ausgewählten Ergebnisse verdeutlichen die enormen Möglichkeiten und Potenziale des Forstlichen Umweltmonitorings zur umfassenden Beurteilung des Zustandes und der Entwicklung der Wälder in Deutschland. Grundlage hierfür sind die Vielfalt von Erhebungen auf verschiedenen räumlichen Ebenen, die langen Zeitreihen der Beobachtungen und die erfolgreiche Zusammenarbeit von Einrichtungen des Bundes und der Länder. Im Einzelnen können folgende Kernaussagen abgeleitet werden:

- Der Forstliche Umweltmonitoring liefert einzigartige Daten und Ergebnisse zur Bewertung des Zustandes und der Entwicklung der Wälder in Deutschland.
- Die Kombination aus Rasternetzenerhebungen (Level I: WZE, BZE) sowie Intensiv-Monitoring (Level II) bietet sowohl räumlich explizite Abschätzungen als auch Erklärungsmuster für Reaktionen.
- Flächenhafte Modellauswertungen können mit Messungen validiert werden.

- Wertvolle Erkenntnisse für das politische Handeln (z. B. Erfolg der Schwefel-Emissionsreduktion, weiterhin notwendige Reduktion der Ammoniak-Emissionen) können abgeleitet werden.
- Die Kombination aus Stoffeinträgen (insbesondere N) und zunehmende Trockenheit sind die Kernherausforderungen für die Wälder deutschlandweit.

Zukunft des Forstlichen Umweltmonitorings – ein Ausblick

Um das Forstliche Umweltmonitoring auch die Zukunft auf dem heutigen hohen Niveau zu halten und an zukünftige Herausforderungen anpassen zu können, müssen Antworten auf folgende Fragen gefunden werden:

- Wie können biotische Schäden noch besser durch das ForUm abgebildet werden?
- Welche neuen quantitativen Auswertungsansätze und -ideen für die Wechselwirkungen von Deposition und Klimaextreme gibt es?
- Wie können die Anforderungen an die Öffentlichkeitsinformation (EU Inspire-Richtlinie, Geodatenzugangsgesetz, Umweltinformationsgesetz) erfüllt werden?
- Welche neuartigen Informations- und Kommunikationsverfahren können verwendet werden?
- Wie können trotz sinkender Mitarbeiterzahlen in vielen Versuchsanstalten und Kompetenzzentren die hohe Qualität und Intensität des ForUm erhalten werden?

Ein zusammenfassendes Fazit zur Bedeutung des Forstlichen Umweltmonitorings

Das Forstliche Umweltmonitoring ist deutschlandweit einzigartig in seiner Aussagekraft und seinem Wert in der Politikberatung. Andere Sektoren beneiden den Forstbereich darum. Es ist in Deutschland ist eine gesetzliche Aufgabe des Bundes und der Länder. Die Qualität und Intensität der Länderehebungen bestimmt die Aussagekraft auf Ebene der Länder, des Bundes und ganz Europas. Sinkende Mitarbeiterzahlen in vielen Versuchsanstalten und Kompetenzzentren stellen diese Pflichtaufgabe in Frage. Expertenwissen muss erhalten werden und Kompetenz dauerhaft gesichert werden. Ein „Outsourcing“ der Arbeiten bietet keine Lösung, da ein sehr hoher Schulungs- und Kontrollaufwand zur Qualitätssicherung erforderlich ist. Der Wert des ForUm für die Politik und die Forstbetriebe sollte klar sein. Falsches Sparen kann sich hier zum Bumerang entwickeln.

Literatur

- ABER J, McDOWELL W, NADELHOFFER K, MAGILL A, BERTSON G, KAMAKEA M, McNULTY S, CURRIE W, RUSTAD L, FERNANDEZ I. (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience* 48: 921–934.
- ANDREAE H, EICKENSCHIEDT N, EVERS J, GRÜNEBERG E, ZICHE D, AHREND S, HÖHLE J, NAGEL D, WELLBROCK N (2016) Stickstoffstatus und dessen zeitliche Veränderungen in Waldböden. In: WELLBROCK N, BOLTE A, FLESSA H (eds): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43: 138–180.
- BECK, W. (2010): Auswirkungen von Trockenheit und Hitze auf den Waldzustand in Deutschland – waldwachstumskundliche Ergebnisse der Studie im Auftrag des BMELV, Tagungsband der Sektion Ertragskunde 2010: 56–65.
- BMEL [Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2016) Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2015. Online unter: <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Wald-Jagd/Ergebnisse-Waldzustandserhebung2015.html> (16.09.2016)
- BOBBINK, R, HORNING, M, Roelofs, JGM (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* 86: 717–738.
- BOLTE A, WELLBROCK N, LUX W, STRICH S, STEINHAUSER D (2008) Waldmonitoring und Umweltpolitik – forstliches Umweltmonitoring zur internationalen Berichterstattung. *AFZ-DerWald* 63, 17: 921–923.
- BUCHER JB (1982) Waldschäden durch Immissionen? Physiologische Veränderungen und ökotoxikologische Wirkmechanismen. Probleme der Differentialdiagnose. Gottlieb-Duttweiler-Institut, Rüschlikon (Schweiz): 91–109.
- BUCHER JB (1984) Bemerkungen zum Waldsterben und Umweltschutz in der Schweiz. *Forstwiss. Cbl.* 103 (1): 16–27.
- Der Spiegel (1981) Säureregen: „Da liegt was in der Luft“. *Der Spiegel* 47/1981: 96–110.
- Der Spiegel (1983) „Wir stehen vor einem ökologischen Hiroshima“. *Der Spiegel* 7/1983: 72–92.
- DIRNBÖCK T, GRANDIN U, BERNHARDT-RÖMERMANN M, et al. (2014) Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* 20, 2: 429–440.
- GRÜNEBERG E, AYDIN C.T., BARITZ R, MOLBERT G (2016) Die Waldböden und ihre Einflussfaktoren. In: WELLBROCK N, BOLTE A, FLESSA H (eds): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43: 44–74.
- HÜTTL RF (1991) Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenk. Abhandl.* 289: 440 S.
- INNES JL (1992) Observations on the condition of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Britain in 1990. *Forestry* 65(1): 35–60.
- MANION PD (1981) Tree disease concepts. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ (USA).
- NIHLGÅRD B (1985) The ammonium hypothesis – an explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14: 2–8.
- PUHLMANN H, HARTMANN P, SCHMIDT-WALTER P (2016) Variation der Trockenstresswahrscheinlichkeit in Deutschland. Vortrag im Rahmen der Tagung Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung am 19.05.2016 in Berlin. Online unter: https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Abchlussveranstaltung_BZE_Berlin_20160519_Puhlmann.pdf (17.09.2016)
- SANDERS TGM, MICHEL AK, FERRETTI M (2015) 30 years of monitoring the effects of long-range transboundary air pollution on forests in Europe and beyond. *UNECE/ICP Forests, Eberswalde*, 67 p.
- SCHÜTT P, BLASCHK, H, HOLDENRIEDER O, KOCH W, LANG K J, SCHUCK H J, STIMM B, SUMMERER H. (1984) Der Wald stirbt an Streß. C. Bertelsmann, München.
- SEIDLING W, BOLTE A (2009) Krankheiten und Gefährdung des Waldes – Entwicklung der Wälder Mitteleuropas und ihrer Gefährdung. Bundeszentrale für politische Bildung, Bonn: 6 S. (Online unter <http://>

www.bpb.de/themen/E5X8II.0.0.Krankheiten_und_Gef%EA4hrdung_des_Waldes.html) (17.09.2016)

Thünen-Institut (2016a): Mittlere SO₄-S Depositionen im Bestand. Online unter: [http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb6_S-SO₄_Bestand.png](http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb6_S-SO4_Bestand.png) (17.09.2016)

Thünen-Institut (2016b): Mittlere NO₃-N Depositionen im Bestand. Online unter: [http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb4_N-NO₃_Bestand.png](http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb4_N-NO3_Bestand.png) (17.09.2016)

Thünen-Institut (2016c): Mittlere NH₄-N Depositionen im Bestand. Online unter: [http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb4_N-NO₃_Bestand.png](http://blumwald.thuenen.de/fileadmin/blumwald/Level_II/Erhebungen/Deposition/Level_II_Depo_Abb4_N-NO3_Bestand.png) (17.09.2016)

UBA [Umweltbundesamt] (2016): Luftschadstoffindex der Emissionen. Online unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/384/bilder/dateien/2_abb_luftschadstoffindex_2016-06-20.pdf (16.09.2016).

ULRICH B (1981) Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144: 289–305.

ULRICH B (1986) Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. 105: 421–435.

VITOUSEK PM, ABER JD, HOWARTH RW, LIKENS GE, MATSON PA, SCHINDLER DW, SCHLESINGER WH, TILMAN GD. (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. Ecol. Appl. 7: 737–750.

WELLBROCK N, BOLTE A, FLESSA H (eds) (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43: 495 S., mit Anhängen.

WENTZEL KF (1979) Die Schwefel-Immissionsbelastung der Koniferenwälder des Raumes Frankfurt/Main. Forstarchiv 50: 112–121.

WENTZEL KF (1982) Immissionen oder Saurer Regen – wovon sterben die Wälder und Seen? Der Forst- und Holzwirt 36: 410–413.

ZICHE D, KOMPA T (2016) Zusammensetzung der Waldbodenvegetation an den BZE-Punkten – Ergebnisse der Bundesweiten Bodenzustandserhebung. Vortrag im Rahmen der Tagung Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung am 19.05.2016, Online unter: <https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Ziche.pdf> (17.09.2016)

Messnetze der forstlichen Umweltkontrolle in Brandenburg

– auch ein persönlicher Rückblick –

REINHARD KALLWEIT

Einleitung

Das Thema der Umweltgefährdung und Umweltüberwachung hat mich wie viele Kollegen meiner Generation seit der Schulzeit geleitet und mein Berufsleben bestimmt. Waren wir in den 50er Jahren noch glücklich über jeden wieder rauchenden Schornstein, erlebten wir Ende der 60er Jahre des vergangenen Jahrhunderts einen Paradigmenwechsel der Gesellschaft. Die Begrenztheit der Ressourcen und die Verletzlichkeit der Natur wurden nach dem erfolgreichen Stillen des Hungers der Nachkriegszeit zu einem ähnlich bedeutenden Thema des ausgehenden Jahrhunderts wie Befreiungsbewegung und Frieden.

Mein Einstieg in das Berufsleben erfolgte 1977 in der Aufbauphase des späteren Zentrums für Umweltgestaltung (ZUG) beim Institut für Wasserwirtschaft. Diese Einrichtung war dem 1971 gegründeten Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR unterstellt. Für einen Ökologen in der Abteilung Umweltüberwachung stand bald die Aufgabe der Auswahl und des Aufbaus eines Messnetzes zur Kontrolle der Umweltbelastung mittels Bioindikatoren. Ausgehend von im Institut für Wasserwirtschaft naheliegenden umwelttoxikologischen Methoden der Gewässerüberwachung, die mit der Fernerkundung zur Überwachung der Standsicherheit von Schadstoffdeponien gekoppelt werden sollten, war recht bald der Kontakt zur Arbeitsgruppe Stöcker beim Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz (ILN) der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften in Halle gefunden, die an der Entwicklung von Grundlagen der Bioindikation und ihrer Anwendung in Naturschutzgebieten arbeitete (STÖCKER 1980, 1983). Zur gleichen Zeit bearbeitete Schubert Ende der 70er Jahre an der Martin-Luther-Universität (MLU) das Staatsplanthema Bioindikation (SCHUBERT 1985). Das ZUG war innerhalb des RGW die koordinierende Einrichtung der DDR für die Zusammenarbeit im Umweltschutz. Dabei standen in diesen Jahren u. a. drei Schwerpunkt-Themen auf der Tagesordnung:

- die Beteiligung am Abkommen zu grenzüberschreitenden Schadstoffströmen (CLRTAP) der UN-ECE (1979)
- die Beteiligung am RGW-Programm im Rahmen des UNEP Global Environmental Monitoring System (GEMS) auf Basis von Biosphärenreservaten (Background-Station Neuglobsow)
- das Interkosmos-Programm speziell zur Fernerkundung des Zustandes von terrestrischen Öko-

systemen, das 1978 mit dem Weltraumflug von Sigmund Jähn und dem Einsatz der Multispektralkamera MKF-6 gerade einen Höhepunkt der Popularität erreichte. Dabei war der Hauptpartner das Zentralinstitut für Physik der Erde der AdW (ZIPE).

Aus dieser Konstellation entwickelte sich das Thema einer außerplanmäßigen Aspirantur an der MLU zum Thema: „Untersuchungen zum **Biomonitoring** als Bestandteil des nationalen Umweltüberwachungssystems der DDR unter Berücksichtigung der Anwendung der Fernerkundung“, die ich gemeinsam mit meiner Frau bearbeitete und 1984 verteidigte.

In diesem Rahmen bauten wir mit Unterstützung des ILN das erste Messnetz zur forstlichen Umweltkontrolle in der DDR auf, das bis zur Wende im ZUG weitergeführt wurde.

Die zweite Etappe war der Einstieg im Forst im VEB Forstprojektion Potsdam der 1986 erfolgte und den Aufbau der **Ökologischen Waldzustandskontrolle** (ÖWK) zum Inhalt hatte. Dabei war die Standortserkundung mit ihren Leitfiguren Kopp, Schwanecke, Schulze wesentlicher Träger des Aufbaus des Basisnetzes. Integriert war das Monitoring in eine Forschungs-Kooperations-Gemeinschaft „Waldschäden“ in der Forstwissenschaftler von Eberswalde (Hofmann, Anders) und Tharandt (Fiedler, Thomasius) die Umweltbehörden ZUG und Meteorologischer Dienst (Messnetz Luftverunreinigungen), die SAGs zur Bewirtschaftung immisionsgeschädigter Kiefern- bzw. Fichtenbestände und eben auch die Forstprojektion Potsdam (FPP) und das Forstministerium (MLFN) vertreten waren und in regelmäßigen Sitzungen Aufgaben des Ministerrates abarbeitete. Neben dem Austausch mit Kollegen in den Nachbarländern Polen, Tschechoslowakei, Ungarn und Lettland war 1988 sogar die Teilnahme an einem internationalen Waldschadenslehrgang des ICP-Forests in Freiburg i. Br. möglich.

Dann kam 1989 die Wende und der Anschluss, die Perspektive wurde weiter verengt und beschränkte sich nun auf Brandenburg und einen strengen Rahmen des Bundes und der Europäischen Union, der keinen Platz für eine ÖWK hatte. Hier nannte sich das System **Waldschadenserhebung** (WSE) und **Bodenzustandserhebung** (BZE), war auf Landesebene organisiert und eingebunden in ein Förderprogramm der EG. Damit wurde die dritte Variante des Forstlichen Umweltmonitoring eingeläutet, die 1996 mit der

Ergänzung durch Intensiv-Dauerbeobachtungsflächen Level II einen neuen Höhepunkt hatte.

Ab 2009 erfolgte ein nochmaliger wichtiger Netzaufbau, indem die versetzten Netze der Inventursysteme von Bundeswaldinventur (BWI) und Forstlicher Umweltkontrolle Level I (WZE/BZE) in Brandenburg zusammengeführt wurden.

Sowohl die zeitgeschichtlichen Rahmenbedingungen als auch die permanenten Änderungen der Umweltbedingungen führten in der recht kurzen Etappe einer forstlichen Umweltkontrolle, die jeweils auf Dauerbeobachtung ausgelegt war, zu teils dramatischen Brüchen und weniger schädlichen Anpassungen im System der Informationsgewinnung zum Waldzustand. Wesentlich erscheinen vor dem Hintergrund dieser Erfahrungen die Feststellungen, es gibt den Wald und er wird noch systematisch beobachtet, aktuell durch die gesetzliche Verankerung mit besten Aussichten eine längere Etappe von Kontinuität zu erreichen.

Biomonitoring der DDR

Angesichts großer Probleme mit der messtechnischen Erfassung der Immissionsbelastung wurde am ZUG unter großen Anstrengungen versucht sowohl Passivsammler einzusetzen (Filtrasit-Methode) als auch in Kooperation mit Junkalor Dessau Messgeräte (CM-5) selbst zu bauen. In dieser Situation war die Bioindikation von Luftverunreinigungen nicht nur ein Element der Wirkungserfassung, sondern zunächst auch als Maß der Schadstoffbelastung selbst von großem Interesse. So lag die Anwendung der Lebensdauer-Klassen und Nekroseklassen (Abb. 1) in einem Überwachungsprogramm der Umweltbelastung der Dübener Heide in Kopplung der Filtrasit-Methode mit monatlichen Probenahmen an Kiefern-Stangenhölzern mittels Stangenschere nahe. In enger Kooperation von ZUG und ILN wurde schrittweise ein System von akkumulativen und reaktiven Bioindikatoren auf Basis von den in der Waldfläche der DDR dominierenden Kiefern bzw. Fichten-Forstökosystemen zusammengestellt und auf ein stetig wachsendes Testflächensystem angewandt (Abb. 2, Tab. 1). Das Modellsystem bildete

Abb. 2: Biomonitoring des Zentrum für Umweltgestaltung bestehend aus den Komponenten Testflächensystem-/ Testgebiets-Beprobung, Rasteraufnahme von akkumulativen Bioindikatoren und kosmischer Fernerkundung des Waldzustandes mit Schadzonenabscheidung.

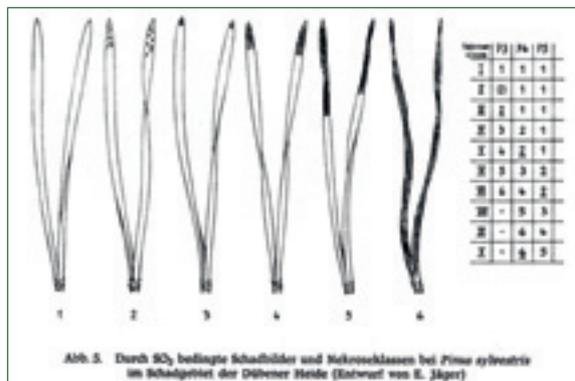
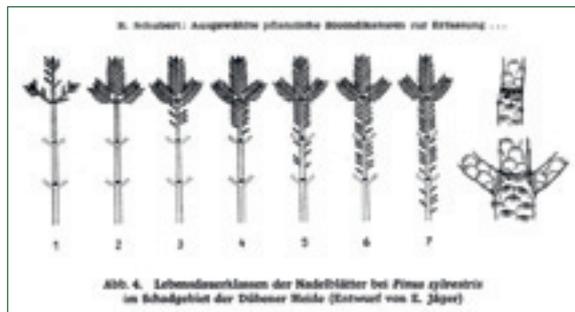
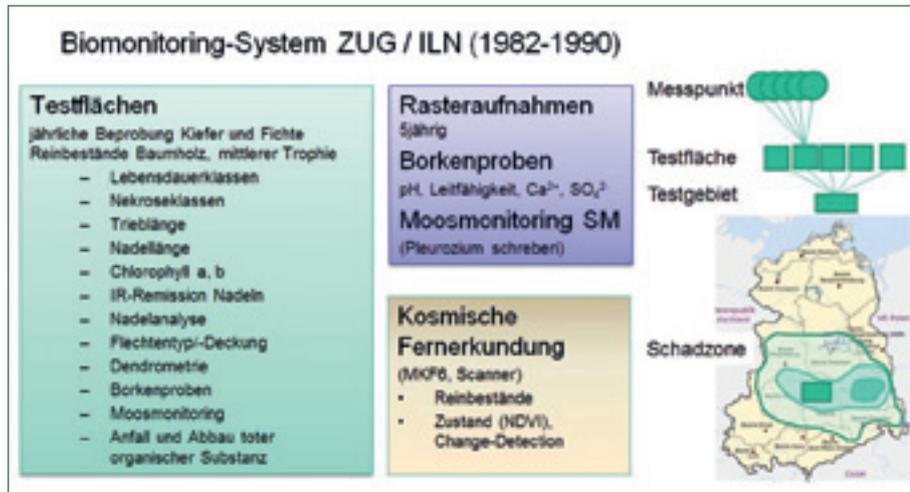


Abb. 1: Die Erfassung von Lebensdauerklassen und Nekroseklassen von Kiefern als Bioindikation der Immissionsbelastung (aus SCHUBERT 1977).

die Dübener Heide mit ihren Schadzonen (Lux 1965), als Background-Vergleich diente das Stechlinseegebiet um Neuglobsow, ein Ansatz der im Projekt SANA nochmals auflebte (HÜTTL et al. 1995).

Das Prinzip des Biomonitoring bestand in der Kopplung von drei Bestandteilen:

1. Testflächensystem mit wiederholten Punktmessungen in verschiedenen Testgebieten (Biosphärenreservaten (BSR) und Naturschutzgebieten (NSG)) mit Kiefern- und/oder Fichtenbestockung
2. Rasteraufnahme akkumulativer Bioindikatoren (Borke, Moos) in einem Grundraster von 10 x 10 km²
3. Zustandskartierung von Kiefern- bzw. Fichtenreinbeständen über kosmische Fernerkundung.



Es war ausgerichtet auf die Erfassung von Gradienten der Immissionsbelastung und ihres Impacts mit Nadelwald-Forsten als Bioindikatoren. Dieses Monitoring wurde zumindest in Teilen fortgesetzt bis 1990 (GLUCH UND KAA TSCH 1994).

Das Biomonitoring wurde begleitet von einem in Kooperation von Meteorologischem Dienst und ZUG (Analytik) betriebenen Messnetz der Niederschlagsdeposition. Im Rahmen von EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme), der Konvention über grenzüberschreitende Luftverunreinigungen, wurden im ZUG Ausbreitungsrechnungen der wesentlichen Emissionsquellen durchgeführt (SCHENK UND DISCHER 1979). Integriert wurden diese Arbeiten schließlich im Prognose und Entscheidungsmodell Umweltschutz (PEMU) des Zentralinstituts für Kybernetik und Informationsprozesse (ZKI) der AdW zu dem ZUG, ILN, MD, IFE, FPP und ZKI zusammenarbeiteten (BELLMANN et al. 1991).

Ökologische Waldzustandskontrolle (ÖWK)

Die Erkenntnis, dass Fremdstoffeinträge zu einem neuen Standortfaktor geworden waren war nicht neu, fand aber 1984 angesichts massiver visuell erkennbarer Waldschäden die Unterstützung der Regierung und wurde maßgeblich durch Hofmann zu einer Intensivierung der Waldökosystemforschung am Standort Eberswalde genutzt (HOFMANN 1990, ANDERS et al. 2001). Sein Vorschlag zur Einrichtung eines forstlichen

Tab. 1: Testgebiete des Biomonitoring.

Testgebiet	Kiefer	Fichte
BSR Steckby	A	
Dübener Heide	B	
NSG Rochauer Heide	C	
Taubendorfer Heide	D	
Urwald Weißwasser	E	
NSG Westdarß	F	
NSG Schnatermann	G	
Dobbertiner Seenlandschaft	H	
Zichtauer Forst	K	
Nauen Brieselang	L	
NSG Stechlin	M	R
Forst Torgelow	N	
NSG Plagefenn	O	
Mühltal bei Eisenberg	P	V
Flämingrand	Q	
Schaaletal		I
NSG Oberharz / Hohne		S
NSG Wartburg / Hohe Sonne		T
BSR Vessertal		U
NSG Kirnitzklamm		W
Raizenhain		X
Carlsfeld		Y

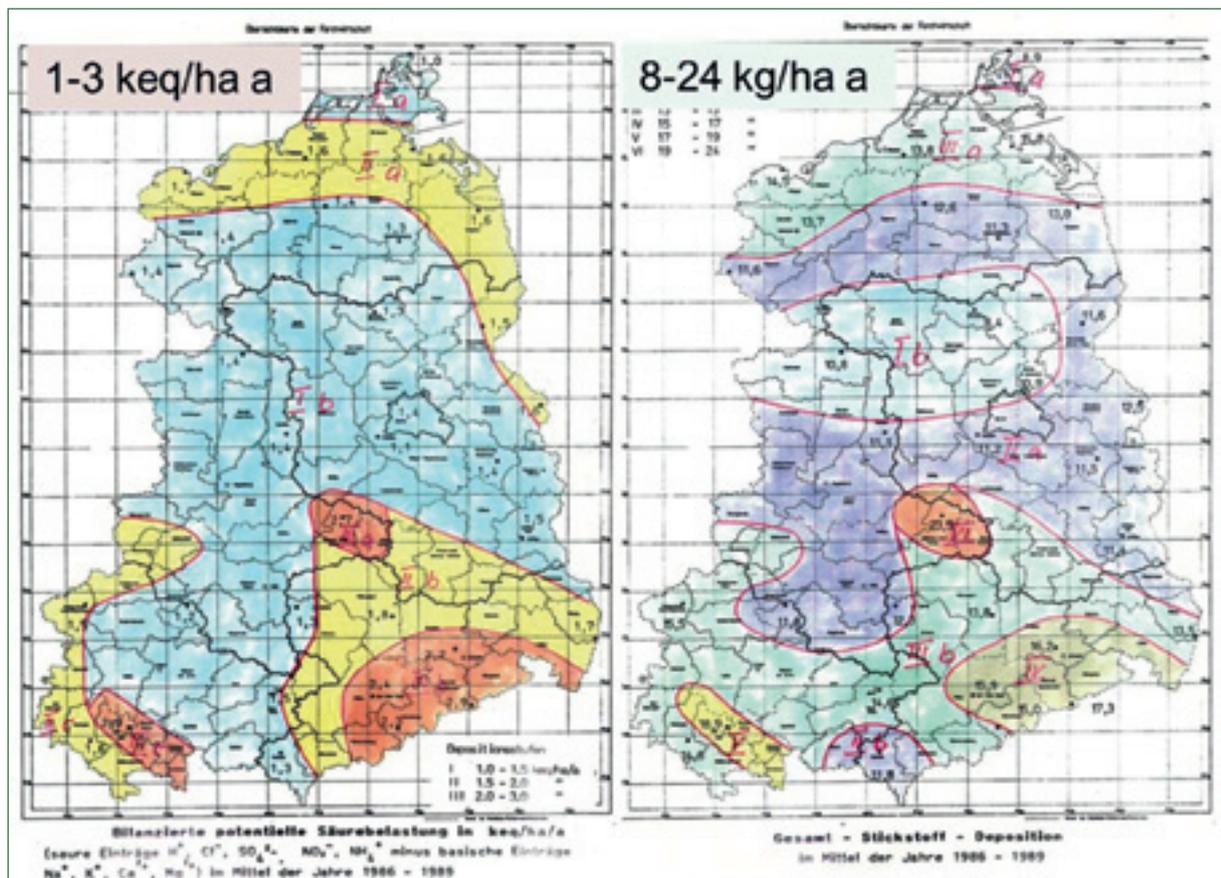


Abb. 3: Potenzielle Säure- (links) und Stickstoff-Frachten (rechts) der Freiland-Deposition, Mittel 1986-89; Daten: Meteorologischer Dienst der DDR, MO Wahnsdorf, Labor ZUG Wittenberg).

Monitoring (ökologische Waldzustandskontrolle) und die Übertragung an die Standortkunde im Forsteinrichtungsbetrieb wurde 1986 bestätigt und im gleichen Jahr umgesetzt. In Kenntnis dieses Vorschlags hatte ich mich um eine Stelle beim VEB Forstprojektion Potsdam (FPP) beworben, wurde nach entsprechender Sicherheitsüberprüfung auch angenommen und mit der Einrichtung der ÖWK verantwortlich betraut. Die Ausgangssituation der Standortserkundung war sowohl hinsichtlich der methodischen Entwicklung als auch der nahezu flächendeckenden einheitlichen Umsetzung sehr günstig, ergänzt um eine große Informationsdichte digitaler Walddaten (Datenspeicher Waldfonds). Technogene Überprägungen des Naturraums durch Immissionsformen fanden bereits frühzeitig Eingang in das Verfahren der Standortserkundung (KOPP et al. 1982).

Die Hauptziele der Ökologischen Waldzustandskontrolle waren Klassifizieren von Ursache-Wirkungstypen der Waldschäden, die räumlich differenzierte Begrenzung der Fremdstoffbelastung unter die Schadschwelle sowie die Anpassung der Bewirtschaftung zur Waldhaltung bei fortbestehenden Belastungen.

Entsprechend der Entwicklung in der Bundesrepublik war die forstliche Umweltkontrolle der DDR in ein Stichprobensystem zur Kronenzustandserhebung, das Rasternetz im Grundraster 5 x 5 km² mit ca. 2500 Aufnahmepunkten sowie zusätzlich etwa im Methodenspektrum der BZE entsprechend in ein Basisnetz mit i. d. R. 1 Fläche je Oberförsterei (510 Flächen), beides aber stratifiziert nach Standortformen und Bestockungszustand zur periodischen Kontrolle der Standortentwicklung (Kronenzustand, Zuwachs,

Bodenzustand, Ernährungszustand, Fremdstoffbelastung) gegliedert (KALLWEIT 1990; Abb. 4). Dieses Netz sollte um Forschungsflächen ergänzt werden, wozu erste Intensivmessflächen zu Wasser- und Stoffhaushalt eingerichtet wurden (SIMON UND WESTENDORF 1991; HEINSDORF et al. 1992). Das Rasternetz wurde aus Aufnahmepunkten mit jeweils fünf markierten 6-Baum-Stichproben im Kreuztrakt gebildet, an denen die jährliche Kronenansprache erfolgte. Zusätzlich war vorgesehen in 10jährigen Abständen die Bodenvegetation und Humusformenentwicklung aufzunehmen sowie über Nadel-/Blattanalysen den Ernährungszustand zu erfassen. Einmal (1988) realisiert wurden die Borkenprobenahme und ihre Auswertung durch das IFE Labor. Das Basisnetz bestand aus eingemessenen Flächen mit ca. 100 Stämmen, auch hier waren jährliche Kronenzustandserhebungen an 30 Bäumen durchzuführen. In zunächst 4jährigen Wiederholungen waren Bodenanalysen, Nadel-/Blattanalysen, Borkenanalysen, ertragskundliche Aufnahmen sowie Probestammfällungen mit Stammanalysen und detaillierter Aufnahme der Belaubung/Benadelung und Stammscheibenentnahme vorgesehen.

Innerhalb eines Jahres wurden durch FPP mit geringem Vorlauf die Methoden zur Aufnahme und Auswertung der Waldzustandserhebung, der Messnetzgestaltung und der Einrichtung des Basisnetzes auf Basis der Standortserkundungsanweisung entwickelt, mit den Forstwissenschaftlern in Eberswalde und Tharandt abgestimmt, Schulungen der Standortserkundung und der Mitarbeiter Forstschutz der Forstwirtschaftsbetriebe durchgeführt und zum Jahresende ein erster Waldzustandsbericht dem Ministerium zur Weiterleitung an das ICP-Forests-Datenzentrum Prag übergeben. In

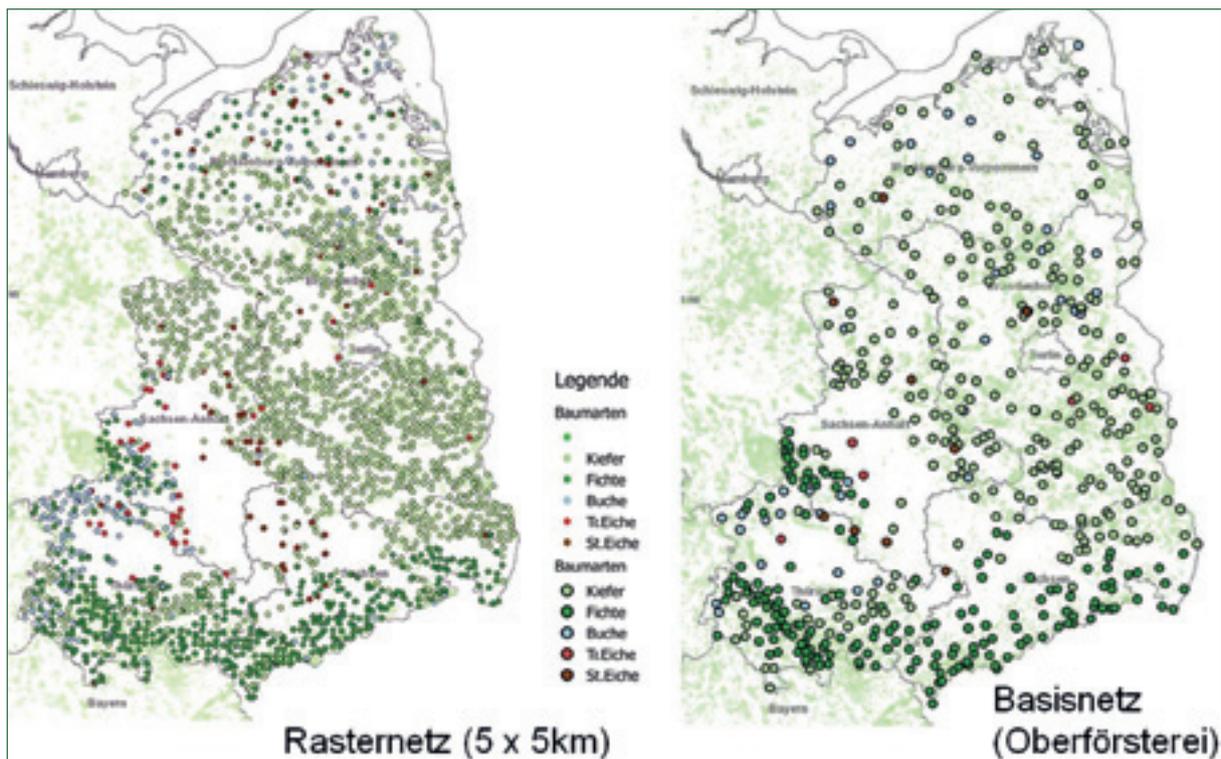


Abb. 4: Lage der Messpunkte im Rasternetz und Basisnetz der Ökologischen Waldzustandskontrolle, gegliedert nach Baumarten.

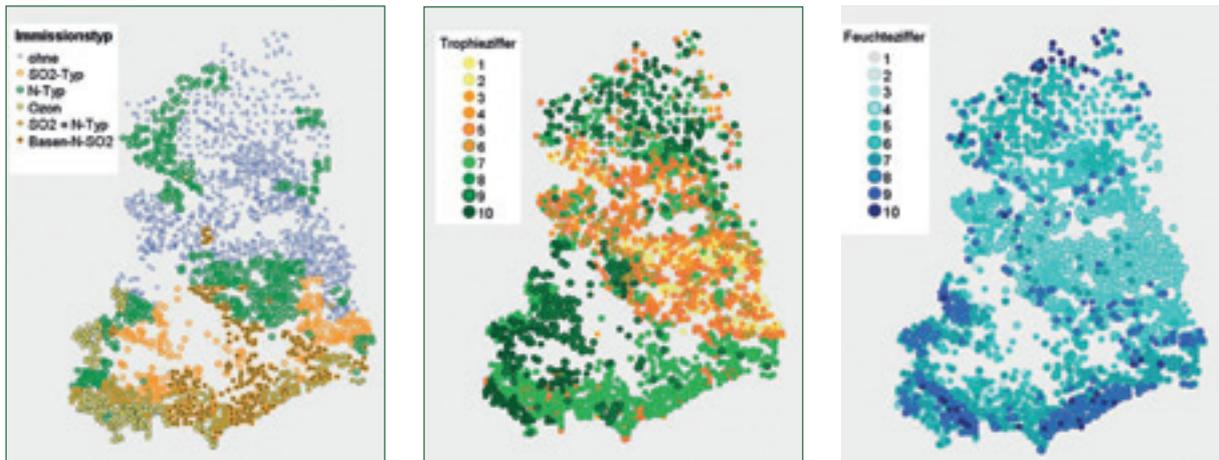


Abb. 5: Ökologische Koordinaten der Messpunkte des ÖWK-Netzes a) Immissionstypen, b) Trophieziffer und c) Feuchteffizier nach Standortaufnahme.

jährlichen Etappen wurden von 1986 bis 1989 durch Standortserkunder der Betriebsteile Weimar, Dresden Schwerin und Potsdam insgesamt 510 Basisflächen nach vorgegebenen Kriterien ausgewählt, eingerichtet und aufgenommen (FPP 1987). Im Unterschied zur Level I-Methodik des ICP-Forests war das Messnetz auf eine stratifizierte Stichprobe mit Reinbeständen der Hauptbaumarten Kiefer, Fichte, Buche, Trauben- und Stieleiche in einem relativ engen Altersbereich von 40-80 Jahre und unter Ausschluss von Sonderstandorten ausgerichtet. Die Aufnahmen der Nadelbäume erfolgten nach Abschluss des herbstlichen Nadelfalls (Oktober), die der Laubbäume im August (FPP 1987). Der Schwerpunkt lag klar bei der möglichst ungestörten Erfassung der Wirkung von Fremdstoffbelastungen durch einen weitgehend normierten Bioindikator mit einer ökologischen Koordinate (Abb. 5). Diese zwar zweckmäßige, aber nicht flächenrepräsentative

Konzentration auf interpretierbare, räumlich besser zu differenzierende Belastungen führte nach der Wende zur schrittweisen Aufgabe des Messnetzes der ÖWK, da die Ressourcen für eine parallele Aufnahme zweier Inventursysteme nicht ausreichen .

Auf Basis der Ergebnisse der ersten Borken-Rasteraufnahme (KALLWEIT et al. 1985), der SO₂-Ausbreitungsrechnung des ZUG, der Depositionsmessungen von ZUG/MD, der Staub-Immissionsdaten der Bezirkshygiene, der Ergebnisse der Waldzustandserhebungen im ÖWK-Messnetz sowie in Konsultationen mit dem Institut für Atmosphärenforschung der AdW entstand im Auftrag des Ministerrates die Karte der Immissionstypen (KALLWEIT 1990, Abb. 5 a).

Der Vergleich von SO₂-Ausbreitungsrechnung, Borkenanalysen aus dem ÖWK-Netz 1988 und der star-

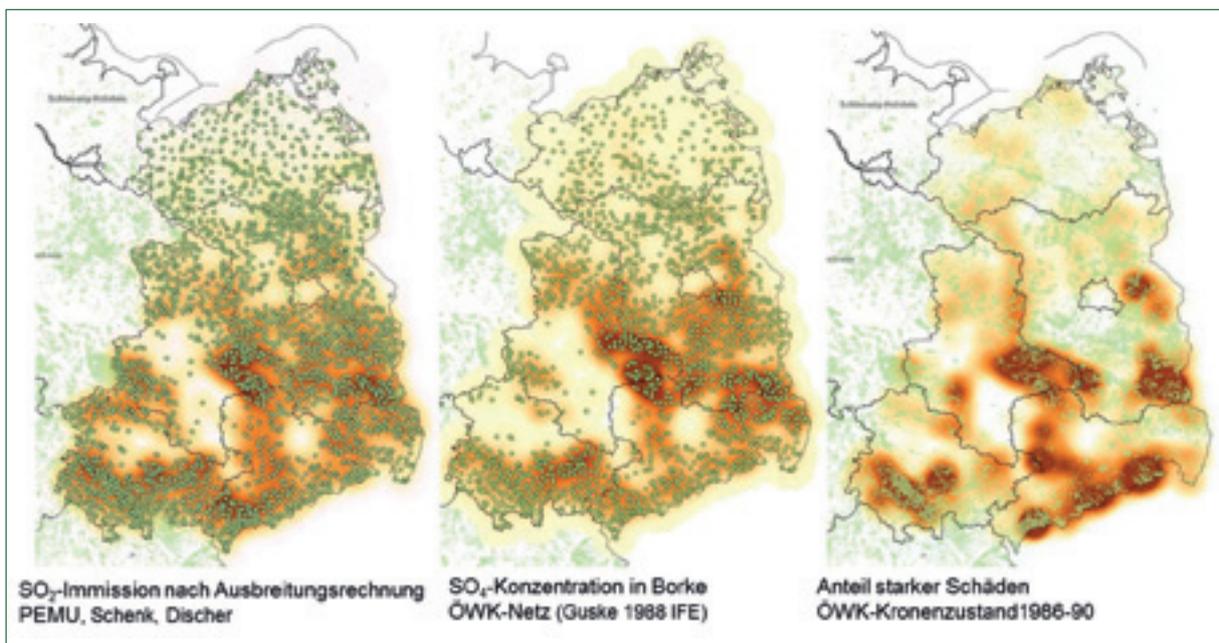


Abb. 6: Vergleich von SO₂-Immissionen nach Ausbreitungsrechnung (Schenk, Discher ZUG Wittenberg), SO₂-Konzentration in wässrigen Borkenextrakten (Analytik Guske, IFE) und Anteile starker Schäden im Kronenzustand (Mittelwert 1986-90); Grafiken Barth, LFE.

ken Schäden in der ÖWK-Kronenbonitur weist recht eindeutig nach, dass die Waldschäden in der DDR deutlich eine Folge der Immissionsbelastung waren (Abb. 6). Die sogenannten neuartigen Waldschäden konzentrierten sich dagegen klar auf die Hochlagen von Harz und Thüringer Wald.

Unter maßgeblicher Beteiligung des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde (IFE) wurde 1989 eine Richtlinie zur Bewirtschaftung immissionsgeschädigter Kiefernwälder erarbeitet und in Kraft gesetzt, die noch von längerfristig notwendigen Anpassungsprozessen an Luftverunreinigungen ausgehen musste (MLFN 1989).

Das Konzept der Immissionstypen (HOFMANN UND HEINSDORF 1990) reduzierte sich durch den Zusammenbruch der Wirtschaft überraschend schnell auf die verbliebenen Aspekte von Versauerung und Stickstoff-Eutrophierung, die sowohl mit der Wiederholungsaufnahme des Basisnetzes der ÖWK (KONOPATZKY et al. 1998) als auch im wissenschaftlichen Begleitprojekt zur Atmosphärensanierung SANA am Modellgebiet Dübener Heide demonstriert wurden (KONOPATZKY 1995, vergl. RIEK et al. zur BZE II in diesem Heft).

ICP-Forests (WZE, BZE und Level II)

Mit dem politischen Zusammenbruch der DDR wurde bereits im Herbst 1989 in Prag das weitere Vorgehen zur Waldschadenserhebung informell von Hofmann und Kallweit mit den Kollegen des BML sowie der ICP-Forests Zentrale Hamburg abgestimmt. Dem folgte noch eine deutsch-deutsche Beratung im Frühjahr 1990 mit offiziellen Protokollen, die den schrittweisen Übergang von der ÖWK auf ein mit dem BRD-Netz kompatibles System der Waldschadensinventur hinausliefen. Ergebnis dieser Abstimmungen war die Vereinbarung im Jahr 1990 das ECE-Messnetz im Raster 16 x 16 km in der DDR zentral durch die Forstprojektion Potsdam einzurichten und aufzunehmen. Mit den Ergebnissen dieser Aufnahme fuhr ich in relativ ungeklärter Arbeitsplatzsituation (Warteschleife) im Herbst 1990 für eine Woche nach Bonn um sie in den Waldschadensbericht des Bundes zu integrieren. Daneben wurde die ÖWK in gewohnter Weise auch 1990 durch die Mitarbeiter der Forstbetriebe weitergeführt und zentral ausgewertet.

Ab 1991 haben die neuen Länder die Zuständigkeit für das System der Waldschadenserhebung des Bundes übernommen und das neue 16 x 16 km² Netz wurde auch in Brandenburg auf 4 x 4 km² verdichtet. Im Auftrag des Landesforstamtes Berlin wurde 1991 auch in den Berliner Wäldern ein einheitliches WSE-Netz im Raster von 2 x 2 km² durch die Landesanstalt für Forstplanung als Nachfolgeeinrichtung der Forstprojektion (LAFOP) neu eingerichtet und aufgenommen.

In den Jahren 1991/92 fanden in Brandenburg die Außenaufnahmen zur BZE I zusätzlich zur Zweitaufnahme des ÖWK-Basisnetzes (1991-94) statt und wurden gemeinsam ausgewertet (KONOPATZKY et al. 1997).

Die jährlichen Waldschadenserhebungen erwiesen sich in hohem Maße von der Witterung geprägt und forderten nach dieser Erkenntnis zu einem Überdenken der Methodik der Erhebung bzw. ihrer Bewertung heraus (Abb. 7). So war das Ergebnis einer intensiven Arbeitsperiode in 1992 eine Kritik des mit hohem Aufwand erstellten jährlichen „Wetterberichtes“ Waldschadenserhebung und der Vorschlag eines veränderten Inventursystems auf Basis einer stratifizierten Stichprobe in der neben Kronenzustand auch Witterung als Kofaktor einbezogen werden, die Schadenskartierung aber in Konzentration auf starke Schäden der flächenhaften Forsteinrichtung überlassen werden sollte. Verbunden damit war eine verstärkte Orientierung auf die Dauerbeobachtung an Intensivmessflächen, die an den Standorten des Messnetzes der Umweltbundesamtes zur Immissions-/Depositionskontrolle eingerichtet waren (KALLWEIT 1992a, KALLWEIT 1992b).

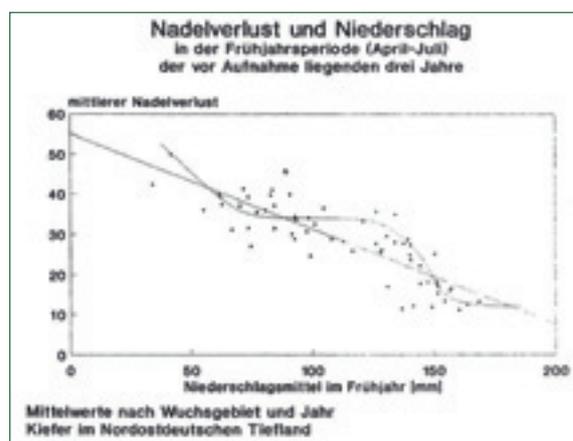


Abb. 7: Relation von Frühjahrs-Niederschlag und Nadelverlust der Kiefer im ÖWK-Netz (aus KALLWEIT 1992a).

Das Konzept der reduzierten Waldschadenserhebung und Orientierung auf eine permanente BZE in einer stratifizierten Stichprobe hatte letztlich keine Chance, die Einführung von Intensivmessflächen war dagegen mit der Kopplung von Umwelt- und Forstbehörde als Betreiber erfolgreich umzusetzen. Ab 1995 begann mit Unterstützung durch die Europäische Union der Aufbau von Level II-Dauerbeobachtungsflächen, zur langfristigen Beobachtung der Witterung und Fremdstoffbelastung und deren Einflüsse auf das Waldökosystem. Das Land Brandenburg beteiligte sich mit zunächst sechs Dauerbeobachtungsflächen in Kiefernökosystemen in der Nähe zu den bestehenden Container Messstationen des Umweltbundesamtes (KALLWEIT 1999) und baute zu deren Betrieb eine Kooperation von Umweltbundesamt, Landesumweltamt, Forstlicher Forschungsanstalt Eberswalde, den Ämtern für Forstwirtschaft und der LAFOP auf.

Auch für diese Flächenauswahl war noch das bestimmende Motiv die möglichst einheitliche Standorts-/Bestockungskombination mit differenzierter Fremdstoffbelastung zu untersuchen. Das erwies sich nach einigen Jahren Laufzeit und nach Einstellung des UBA-Messnetzes in 2005 als nicht mehr tragfähiges Konzept, die Differenziertheit der Umweltbelastung

Tab. 2: Übersicht zu den Level II-Flächen in Berlin und Brandenburg.

Plot	Name	Baumart	Alter	StOGR	Beginn/Ende	Besonderheit
1101	Grunewald	Kiefer/Tr.-Eiche	151	Z2t	1987	Stadtklima
1201	Natteheide	Kiefer	89	Z2m	1996 2007	Grundwasser 2,5 m
1202	Beerenbusch-Kiefer	Kiefer/ Buche	84	M2f	1986	Vergleich Kiefer-Buche IM-Fläche
1203	Kienhorst-Kiefer	Kiefer	112	Z2m	1996	Naturwald BSR/Eddy, Boden-respiration
1204	Weitzgrund	Kiefer	104	M2m	1996	histor. N-Eintrag, Kalkung 2016
1205	Neusorgefeld	Kiefer/ Tr.-Eiche	92	Z2m	1996	stark anthropogen belastet (SO ₂ /Staub)
1206	Schwenow	Kiefer/Tr.-Eiche/Buche	95	Z2t	1996 2007	Baumartenvergleich
1207	Beerenbusch-Buche	Buche	128	M2f	2001	Vergleich Kiefer Buche/IM-Fläche
1208	Fünfeichen	Tr.-Eiche	87	M2+t	2003	Vergleich Kiefer 1206
1209	Kienhorst-Eiche	Tr.-Eiche	136	K2 ^{****} m	2015	Zerfallsphase

war weitgehend aufgehoben, dagegen rückte die Frage der Adaptationsfähigkeit verschiedener Baumarten an den Klimawandel in den Fokus.

Entsprechend wurde 2001 in Kooperation mit dem Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) in Nachbarschaft zur Kiefernfläche mit Buchenunterstand eine Buchenfläche (1207) eingerichtet, der auf der anderen Seite des Stechlinsees eine Fläche des ICP-Integrated Monitoring (Kiefern-Buchen Mischbestand) gegenüber liegt, die durch das Umweltbundesamt in Kooperation mit der Universität Göttingen betrieben wird.

In 2003 wurde eine Basisfläche mit Traubeneiche (1208) in Fünfeichen in die Beobachtungen integriert. Als die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz im Jahr 2002 aus dem Programm der forstlichen Umweltkontrolle ausschied, übernahm die LFE im Auftrag der Berliner Landesforsten zunächst die Fortführung der drei Level II-Flächen Berlins. Nach Einstellung der Förderung durch die EU im Programm Forest Focus wurde ab 2007 nur die seit 1987 beobachtete Fläche im Grunewald (1101) weiter aktiv fortgeführt, während die Flächen 1102 und 1103 nur noch eingeschränkt (Kronenzustand, Ernährung, Ertragskunde) beobachtet werden. Ein Jahr später wurden auch die Flächen 1201 und 1206 in Brandenburg in den passiven Zustand versetzt, während die meteorologischen Stationen an den Freiflächen erhalten blieben. Die bisher letzte Ergänzung erfuhr das Level II-Netz durch eine Eichenfläche im Zerfallstadium (1209) in Kienhorst (Tab. 2), die bereits langjährig in einem Projekt zum Eichensterben untersucht wurde.

Das Untersuchungsprogramm an den Level II – Standorten entsprach von Beginn an weitgehend den Anforderungen des ICP-Forests Manual. Die Förderung durch die Europäische Union über die WSE-Richtlinie, die Forest Focus-Projekte und zuletzt FutMon wurde in Brandenburg genutzt um einen recht hohen und gleichmäßigen Standard der Beobachtungen zu erreichen und zu halten (Tab. 3).



Abb. 8: Pressetermin zur Eröffnung des Level II-Programms in Brandenburg mit dem Forstminister Edwin Zimmermann und dem Umweltminister Matthias Platzeck (Foto: Naffin).

Zur Eröffnung dieses Programms waren 1996 gleich zwei Minister in die Schorfheide gekommen, ein Ausdruck des Stellenwertes, der damals noch der Waldschadensproblematik beigemessen wurde (Abb. 8).

Damit besteht das Level II-Netz in Brandenburg gegenwärtig aus 8 Waldklimastationen an Freiflächen (1201-6, 1208 und 1101) sowie 8 Level II-Bestandesflächen mit erweitertem Messprogramm für core-Plots (1202-1205, 1207, 1208, 1209 und 1101; Tab. 3, Abb.9).

Auch für Level I (WZE, BZE) verlief die Entwicklung nach der Anlage des 4 x 4 km²-Netzes und der Aufnahme in der BZE I als Unterstichprobe im 8 x 8 km² Netz nicht ohne Änderungen und Brüche. Nach kontinuierlicher Aufnahme von etwa 560 WZE-Plots von 1991-2003 im 4 x 4 km²-Raster erfolgte eine erste Reduzierung des Stichprobenumfangs der dominierenden Kiefern-Reinbestände auf ein Raster von 8 x 8 km² (Abb. 10). Die Aussagesicherheit auf Landesebene wurde vorab geprüft und ergab keine nachweisbaren Unterschiede. Die Ämter für Forstwirtschaft konnten durch diese Reduzierung auf ca. 150 WZE-Plots deutlich entlastet werden.

Tab. 3: Komponenten des Messprogramms an den Level II-Flächen.

	Erhebungen	Level II-Flächen
Komponenten des Energie- und Stoffhaushaltes	Immission	aktiv 1101, 1202, 1204; passiv
	Deposition	wöchentlich
	Meteorologie	kontinuierlich
	Bodenzustand	10-jährig
	Bodenphysik	einmalig
	Bodenlösungschemie	kontinuierlich
	Mineralanalyse	einmalig
	Bodenwassergehalt	kontinuierlich
	Grundwasserqualität	halbjährlich durch Landesamt für Umwelt an 1201 – 1206
	CO ₂ und H ₂ O-Flux	an Fläche 1203 kontinuierlich seit 2009
Biologische Systemreaktionen	Biomarker Vitalität	jährlich
	Kronenzustand	jährlich
	LAI	jährlich
	Phänologie	täglich
	Bestandeswachstum	5jährig
	Einzelbaumwachstum	Stunde, 14-tägig, jährlich
	Jahringchronologie	zuletzt 2015
	Nadel-/Blattanalysen	jährlich
	Streifall	monatlich
	Bodenrespiration	1207, 1203
	Bodenvegetation	5-jährig
	biotische Schaderreger	jährlich
	Genmarker Baum	einmalig

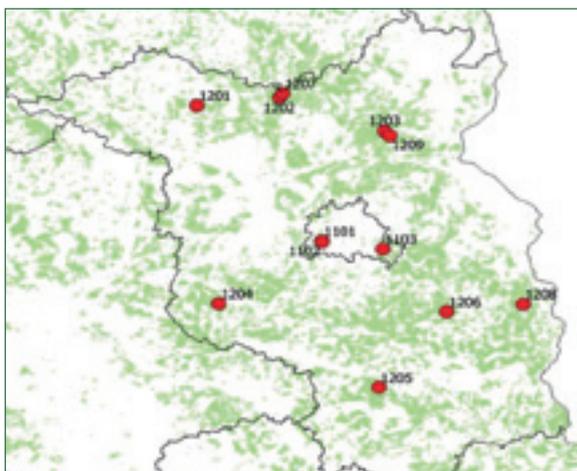


Abb. 9: Lage Level II-Flächen und Waldklimastationen in Brandenburg und Berlin.

Während in der Periode 2006 bis 2009 die BZE II in Brandenburg im Level I Netz 8 x 8 km² lief, wurde im Ministerium die Entscheidung für eine regelmäßige Landesinventur im 2 x 2 km²-Netz als Unterersetzung der Bundeswaldinventur (BWI) gefällt. In dieser Periode lief unter Life+ das Programm FutMon, das als eine Fragestellung die Integration von Level I und Forstinventuren auswies. In Kenntnis der Waldstruktur mit permanent redundanten Ergebnissen der WZE ohne Chance auch bei Netz-Verdichtung auf flächenrepräsentative Aussagen für andere Baumarten als Kiefer wurde der radikale Schnitt eines Netzwechsels in 2008 vorgeschlagen und nach Bestätigung 2009 umgesetzt

(Abb. 11). Die Netzverknüpfung erfolgte nach einem einheitlichen bundesweiten Ausgangspunkt für das 16 km-Netz jeweils an der Traktecke A. Verbunden damit wurde die Aufnahme des Kronenzustandes auf das Grundnetz von Bund und ICP-Forests 16 x 16 km² reduziert, was mit 42 Flächen von einem Aufnahmetrupp der LFE jährlich einheitlich und bei Erweiterung des Methodenspektrums aufgenommen werden konnte (siehe Beitrag Kronenzustand). Damit können die Mindestanforderungen von Bund und EU erfüllt werden und trotz eingeschränktem Stichprobenumfang Tendenzen der Waldzustandsentwicklung auch für Brandenburg beschrieben werden. Mit dem Netzwech-

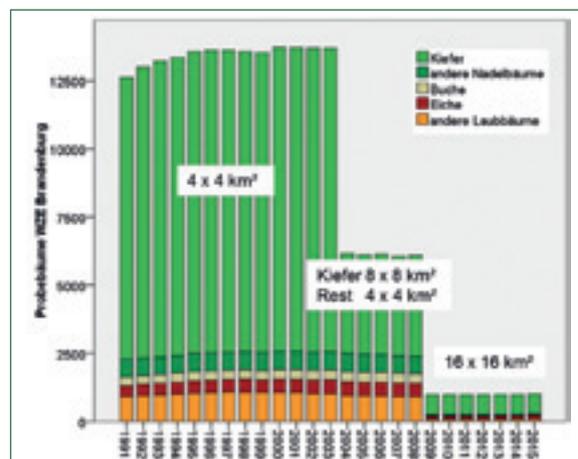


Abb. 10: Entwicklung des WZE-Stichprobeumfangs in Brandenburg.

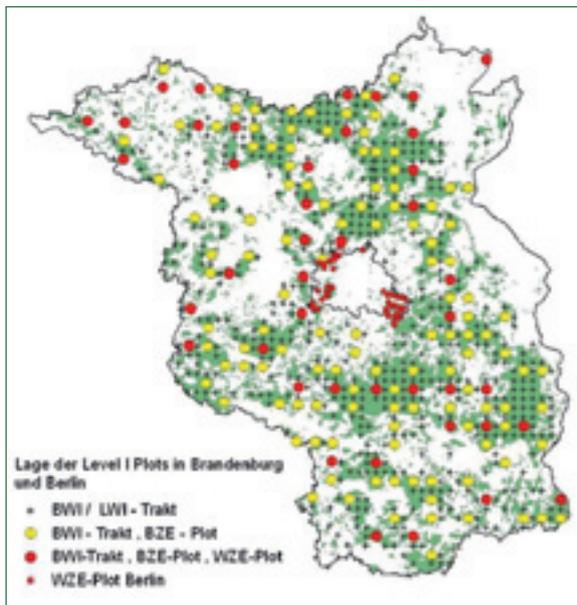


Abb. 11: Level I-Netz von Brandenburg und Berlin im BWI-Raster nach Netzebenen.

sel wurde ein Bruch der Zeitreihe der WZE in Kauf genommen. Er bietet andererseits die Chance auf eine Kopplung von BWI-/LWI Ergebnissen an die WZE- und BZE-Inventuren.

Für die laufende BZE-2 ergab sich im Hinblick auf künftige Vergleiche der Zustandsdynamik die Notwendigkeit eine zweite BZE-2 als BZE-2a im neuen Grundnetz der BWI in den Jahren 2009 – 2011 durchzuführen. Damit verdoppelte sich die Flächenzahl der BZE ähnlich wie bereits bei der BZE I durch Einbeziehung der ÖWK. Während also der Vergleich BZE-1 mit BZE-2 die Dynamik der Bodenzustandsentwicklung von 1992 zu 2007 verfolgen lässt, bildet die BZE-2a die Basis für Vergleiche mit einer künftigen BZE-3 und lässt darüber hinaus die Wiederholungsaufnahme interessierender BZE-Flächen des alten Level I-Netzes zu.

In den hier kurz umrissenen über 30 Jahren einer systematischen Beobachtung des Waldzustandsentwicklung unter sich wandelnden Umweltbedingungen und gesellschaftlichen Anforderungen an den Wald hat sich bei allen Brüchen die Problematik von Waldzustand als Thema in der Gesellschaft etablieren können. Die permanente Kontrolle der Nachhaltigkeit der Erfüllung von Waldfunktionen hat nun seit 2014 auch eine gesetzliche Grundlage erhalten, die die Länder in die Pflicht nimmt die WZE und Level II-Dauerbeobachtung fortzuführen. Das schließt die permanente Weiterentwicklung sowohl der Messnetze wie der Aufnahmeformen ein. Der Wald hat sich seit Anlage der Dauerbeobachtungsflächen schon deutlich verändert, wie einige Paarvergleiche zeigen (Abb.12).

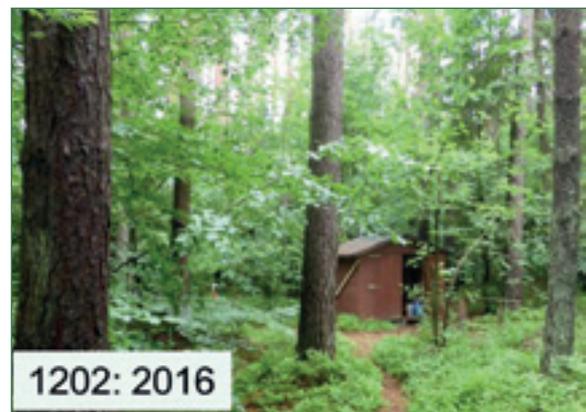


Abb. 12 (1): Vergleiche der Bestandesbilder von Level II-Flächen.



Abb. 12 (b): Vergleiche der Bestandesbilder von Level II-Flächen.

Literatur:

ANDERS, S., BECK, W., BOLTE, A., HOFMANN, G., JENSEN, M., KRAKAU, U.-K., MÜLLER, J., 2001: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands, Verlag Dr. N. Kessel, Remagen, 1-283.

BELLMANN, K., LASCH, P., SCHULZ, H., SUCKOW, F., ANDERS, S., HOFMANN, G., HEINSDORF, D., KALLWEIT, R. 1991: The PEMU Forest Decline Model. A cumulated Dose-Response Approach to evaluate Needle Losses in Pine Stands of the North-East German Lowlands under S- and N-Depositions. In: Nilsson, S., Sallinäs, O., Duiker, P. (Eds.), Potential Forest Resources in Eastern and Western Europe, Springer Verlag, Berlin.

FPP 1987 (VEB Forstprojektierung Potsdam): Ökologische Waldzustandskontrolle, Richtlinien zum Basisnetz, Broschüre 56 S.

GLUCH, W. UND KAAZSCH, S. 1994: Aufbereitung und Bewertung der Ergebnisse aus dem Biomonitoring-Programm 1982-1990 für das Territorium der fünf neuen Länder. UBA (Hrsg.): Abschlussbericht UFO-Plan Nr. 10802109. 150 S.

HEINSDORF, D.; EINERT, P.; FENNERT, A.; SCHNEIDER, R. (1992): Charakterisierung des atmodgenen Fremdstoffeintrages in Kiefernökosystemen des norddeutschen Tieflandes. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 26 (1/2), S. 24-29.

HOFMANN, G., 1990: Waldschadensforschung gestern und heute. Der Wald Berlin 40, 356-358.

HOFMANN, G., HEINSDORF, D., 1990: Depositionsgeschehen und Waldbewirtschaftung – Quantifizierung und Abgrenzung des Depositionsgeschehens in den Wäldern als Grundlage für eine ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung. Der Wald 40(7), 208-213.

HÜTTL, R.F., BELLMANN, K., SEILER, W., 1995: Einleitung und Hintergrund zum wissenschaftlichen Begleitprogramm SANA, in: Hüttl R.F., Bellmann K., Seiler W. (Eds.), Atmosphärensanierung und Waldökosysteme, Blotner, Taunusstein, 1995, pp. 10-18.

KALLWEIT, R., KAAZSCH, S., STRUBE, M., KELLER, E. (1985): Bioindikation über Kiefern- und Fichtenborken. Forschungsbericht ZUG Umweltlabor. 34 S., unveröffentlicht.

KALLWEIT, R., 1990: Klassifizierung und Kartierung von Typen der Fremdstoffbelastung der Wälder der DDR als Teilaufgabe der ökologischen Waldzustandskontrolle. Forstwirtschaft Berlin 40, 35-40.

KALLWEIT, R. 1992 B: Erkundung der ökologischen Verhältnisse, Kontrolle und Darstellung des Zustandes der Wälder Landesanstalt für Forstplanung, Dezernat Waldökologie, unveröffentlichte Konzeption Dezember 1992, 28 S.

KALLWEIT, R. 1992 A: Aus den Arbeitsergebnissen der Landesanstalt für Forstplanung: Waldschadenserhebung – Nachdenken über Alternativen Mai 1992, LAFOP (Hrsg.) 21 S.

KALLWEIT, R., 1999: Monitoring des Waldzustandes in Brandenburg. Das Level 2-Programm als Bestandteil der forstlichen Umweltkontrolle. Beitr. Forstwirtsch. Landsch.ökol. 33, 97 – 102.

KONOPATZKY, A., 1995: Untersuchungen zum langjährigen Oberbodenzustandswandel in den Waldökosystemen der Dübener Heide. In: Hüttl, R. F.; Bellmann, K. & Seiler, W.: Atmosphärensanierung und Waldökosysteme/SANA: Wissenschaftliches Begleitprogramm zur Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern – Wirkung auf Kiefernbestände. Umweltwissenschaften, Bd. 4, Eberhard Blottner Verlag, Taunusstein.

KONOPATZKY, A. KALLWEIT, R. (1997): Der Bodenzustand in den Wäldern Brandenburgs. Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen der Jahre 1989-1994. Landesanstalt für Forstplanung Potsdam (LAFOP), 149 S.

KONOPATZKY, A., KIRSCHNER, G., KALLWEIT, R., 1998: Bodenzustandswandel in den Wäldern des Nordostdeutschen Tieflandes. AFZ/Der Wald 9, 479-482.

KOPP, D., JÄGER, K.-D., SUCCOW, M., 1982: Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung. Berlin, Akademie Verlag.

LUX, H. 1965: Die großräumige Abgrenzung von Rauchschadenszonen im Einflussbereich des Industriegebietes um Bitterfeld. Wiss. Z. Tech. Univ. Dresden. 14(2): 433-442.

MLFN, Ministerium für Land-, Forst- und Nahrungsgüterwirtschaft der DDR (Hrsg.) 1989: Richtlinie für die

Bewirtschaftung immissionsgeschädigter Kiefernwälder in der DDR (SAG Rauchschäden, AG Kiefer), 59 S.

SCHENK, R., DISCHER, U. 1979: Ein Modell zur Berechnung des grenzüberschreitenden Schadstofftransportes, Konferenzmaterial der DDR zum Umweltschutzkongress auf Hoher Ebene, Genf, NOV. 1979; 11-22.

SCHUBERT, R. (Hrsg.) 1985: Grundlagen der Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Reihe „Umweltforschung“, Jena, VEB G. Fischer Verlag, 1985, 327 S.

SCHUBERT, R. 1977: Ausgewählte pflanzliche Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen durch anthropogene Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung industrieller Ballungsgebiete. Hercynia N. F., Leipzig 14 (1977) 4, S. 399-412.

STÖCKER, G. 1980: Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation, in: Schubert, R., Schuh, J. (Eds.), Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation, Martin-Luther-Universität, Halle (Saale), GDR, pp.10-21.

STÖCKER, G. 1983: Methoden der Erfassung langfristiger Wirkungen ausgewählter anthropogener Umwelteinflüsse auf naturschutzrelevante biologisch-ökologische Objekte (Forschungsbericht Nr. G 403/83). - Akademie der Landwirtschaftswissenschaft der DDR/ Institut für Landwirtschaft und Naturschutz; unveröffentlichte Arbeitsanweisung).

SIMON, K. H., WESTENDORF, K., 1991: Stoffeinträge mit dem Niederschlag in Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes in den Jahren 1985-1989; Beitr. Forstwirtsch. Berlin 25 4, 177-180.

Luftverunreinigungen als Belastungsfaktor

PETER EINERT

Die schädliche Wirkung von anthropogenen Einträgen auf unsere Umwelt ist kein Phänomen des 20sten Jahrhunderts. Bereits zu Zeiten des Römischen Reiches wurden Schmelzöfen für die Glas- und Silberherstellung wegen der störenden Wirkung des Rauches an die Stadtränder verlegt. Auch im Mittelalter waren Schmelzhütten (ungesunder und störender Rauch) nicht im Stadtgebiet erwünscht und wurden abgerissen. Erste Waldschäden durch Luftverschmutzungen wurden Mitte des 19. Jahrhunderts im Erzgebirge und im Harz in der Nähe von Metallhütten nachgewiesen. Auch in der Nähe von großen Industriegebieten (Mitteldeutschland und Oberschlesien) kam es zum Absterben von Wäldern. Das Ausmaß war lokal begrenzt und ein signifikanter Zusammenhang zum Emittenten erkennbar. Maßnahmen zur Senkung der lokalen Emissionen waren auf die nahen Industriegebiete begrenzt. Anfang der 1970er Jahre weiteten sich die Waldschäden aus. Abseits von urbanen Gebieten traten fast überall in Mitteleuropa zum Teil schwere Waldschäden („Neuartige Waldschäden“) auch in „Reinluftgebieten“ wie dem Schwarzwald auf. Es zeigte sich, dass die Verbreitung von Luftschadstoffen kein nationales sondern ein grenzüberschreitendes, internationales Problem ist. Das 1979 abgeschlossene „Übereinkom-

men über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen – CLRTAP“ (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) war ein erster Schritt zur Bewältigung dieses Problems. Weitere internationale Abkommen und Protokolle folgten. Als Beispiele seien genannt

- das Helsinki-Protokoll (Reduzierung der Schwefel-emissionen, 1987)
- das Sofia-Protokoll (Kontrolle der Stickoxidemissionen, 1991)
- das Aarhus-Protokoll (Schwermetalle, 2003).

Das Göteborg-Protokoll (1999; 2012 novelliert) ist als „Multikomponentenprotokoll“ besonders hervorzuheben. In diesem Protokoll sind Maßnahmen vereinbart, die die Reduzierung von versauernd und eutrophierend wirkenden Luftschadstoffen (Schwefeldioxid – SO_2 , Stickoxide – NO_x , Ammoniak – NH_3 , sowie flüchtige organische Verbindungen ohne Methan – NMVOC) in einem vorgegebenen Zeitraum (1990-2010 und 2005-2020 mit Feinstaub) beinhalten. Es wurden für jeden Unterzeichnerstaat Emissionshöchstmengen der genannten Luftschadstoffe bis 2010 bzw. 2020 festgelegt. In Europäischen Abkommen (EG-Richtlinien) und

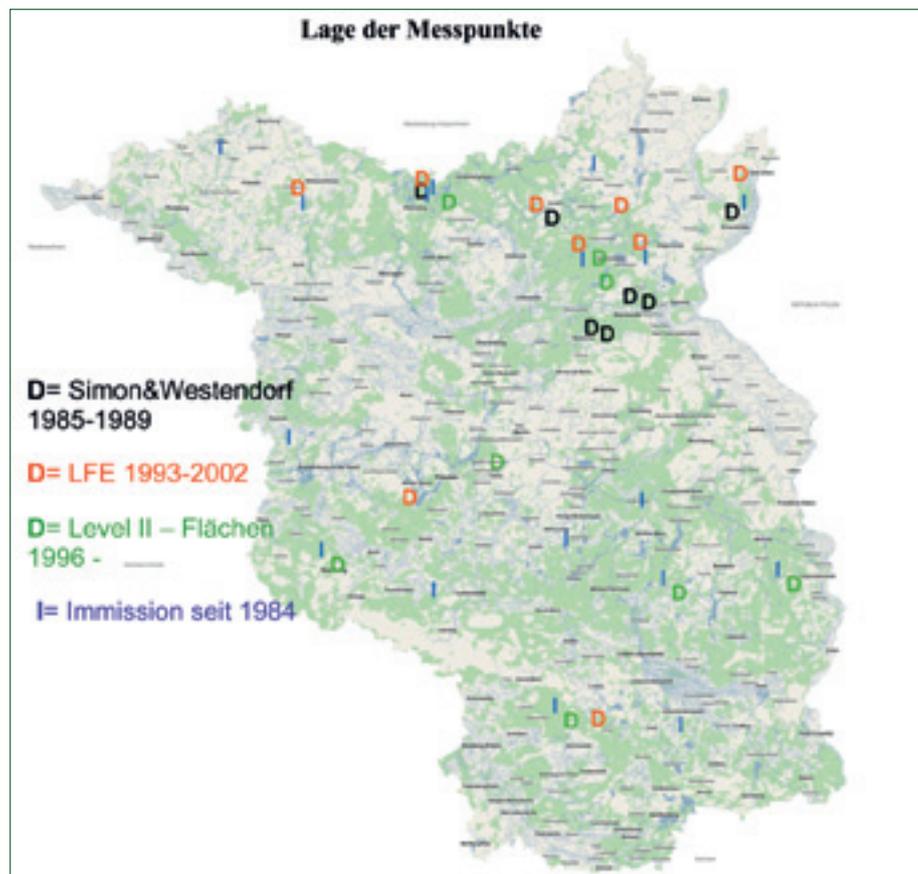


Abb. 1: Lage der Messpunkte (D= Deposition; I= Immission).

Nationalen Gesetzen und Programmen (Bundesimmissionschutzgesetz – BImSchG) sind zusätzlich detaillierte Maßnahmen zur Erreichung der geforderten Grenzwerte festgeschrieben.

Parallel zu den internationalen Vereinbarungen zur Reduzierung von Luftschadstoffen begann man, auch auf Grund der großflächigen „neuartigen Waldschäden“ abseits von Emittenten, in den 70er Jahren mit Hilfe von Internationalen Kooperationsprogrammen (ICP) eine flächendeckende Umweltüberwachung aufzubauen. Für die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Wälder wurde das ICP Forests (International Cooperative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) eingerichtet.

In den Wäldern des Landes Brandenburg werden seit 1985 sowohl Immissions- als auch Depositionsmessungen im Rahmen von Monitoringuntersuchungen zur Wirkung von anthropogenen Einträgen auf die Vitalität von Waldgesellschaften durchgeführt. Die Lage der Messpunkte ist in der Abbildung 1 dargestellt.

Immission

Mit der kontinuierlichen Erfassung von gasförmigen und partikulärer Luftkomponenten wurde 1991 in den Wäldern des Landes Brandenburg begonnen. Mit Hilfe einer mobilen Messstation (Abb. 2) war es erstmalig möglich, die Konzentrationen der Gase Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxide (NO , NO_2), Ozon (O_3), Ammoniak (NH_3) und Feinstaub sowie meteorologische Daten an ausgewählten Waldmessflächen kontinuierlich zu erfassen.

Nach dem Jahr 2003, kamen für die Messungen der Gaskonzentrationen Passivsammler (Abb. 3) des „Swedish Environmental Research Institut“ (IVL) an den 6 Level II-Flächen im Land Brandenburg zum Einsatz.

Für die Beurteilung der Immissionssituation in den Waldgebieten des Landes Brandenburg werden auch die Messdaten der UBA-Station in Neuglobsow (<http://www.UBA.de>) und die der LfU-Station in Lütte (<http://www.luis-bb.de>) mit herangezogen.

Nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten im Jahr 1989 veränderte sich die wirtschaftliche Struktur in den neuen Bundesländern erheblich. Der Abriss von Industrieanlagen, von Kraftwerken, der verstärkte Einsatz von Erdgas und Erdöl als Brennstoff in Industrieanlagen und privaten Haushalten sowie der Einsatz effizienter Heiz- und Rauchgastechnik und weiterer technische Maßnahmen, führten seit 1990 zu einer kontinuierlichen Abnahme der Emissionen der im Göteborg-Protokoll und der EU-Richtlinie (2001/81/EG) geregelten Stoffe in Deutschland (Abb. 4).

Der aufgezeigte Emissionstrend spiegelt sich auch in der in Abb. 5 dargestellten Zeitreihe des Konzentrationsverlaufs von Luftschadstoffen in Waldgebieten des Landes Brandenburg, besonders beim Schwefeldioxid (SO_2) wider.



Abb. 2: Mobile Messstation.

Ozon (O_3) ist eines der wichtigsten Spurengase der Atmosphäre. In der unteren Troposphäre kann es bei länger anhaltender Überschreitung von kritischen Schwellenwerten Schäden an Wald- und Nutzpflanzen hervorrufen.

Die Ozonkonzentration in den Waldgebieten des Landes Brandenburg hat sich Ende der 1980er bis Mitte der 1990er Jahre tendenziell erhöht. Während die mittleren Jahreskonzentrationen für Ozon an der Station Neuglobsow Ende 1980 noch unter $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen (siehe Abb. 5), stiegen seit 1993 die mittleren Jahreskonzentrationen an den Waldmessstationen des Landes Brandenburg auf über $50 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$ an.



Abb. 3: Passivsammler.

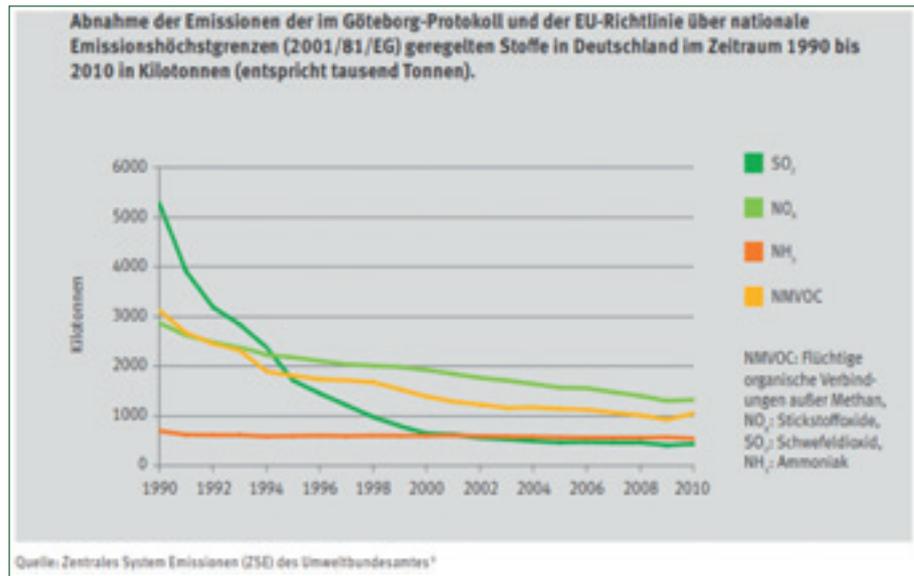


Abb. 4: Entwicklung der Emissionen 1990 – 2010.

Dieser Trend hat sich jedoch in den letzten 20 Jahren abgeschwächt. Die mittleren Jahreskonzentrationen von Ozon bewegen sich (abgesehen von einzelnen Episoden (1994; 2003 und 2006) in einem Bereich um $50 \mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{a})$. Die Abweichung liegen unterhalb von 12 % (Abb. 6). Auch an anderen Messstationen innerhalb Deutschlands ist kein signifikanter Trend nachweisbar (Abb. 7).

Trotz der Verringerung des Anstiegs der Ozonkonzentrationen in den letzten 2 Jahrzehnten, bleibt Ozon flächendeckend das Schadgas Nummer 1 für Waldbiotope und Nutzpflanzen. In kurzzeitigen Episoden kommt es immer noch zu Überschreitungen von MIK-Werten zum Schutz der Vegetation (VDI 2310, BL.2, 5 Entwurf, 6 Entwurf). Im Zuge des Klimawandels kann sich in strahlungsreichen warmen Perioden

die negative Wirkung des Schadgases Ozon noch verstärken.

Kurzzeitige Überschreitungen von kritischen Ozonkonzentrationen (Critical Levels) können Pflanzen kompensieren. Sowohl die Höhe als auch die Häufigkeit der kritischen Konzentrationen bilden eine Ozondosis (AOT40-Wert), die zu Schädigungen von Pflanzen korreliert.

Der **AOT40-Wert** (Accumulated ozone exposure Over a Threshold of 40 ppb O_3) ist definiert als die Summe der Differenzen zwischen Ozon-Konzentrationen über 40 ppb O_3 (= $80 \mu\text{g}\text{O}_3/\text{m}^3$) als 1h-Mittelwert und 40 ppb O_3 während einer gegebenen Zeitspanne unter ausschließlicher Verwendung der 1h-Mittelwerte zwischen 8 Uhr morgens und 20 Uhr abends MEZ an jedem Tag.

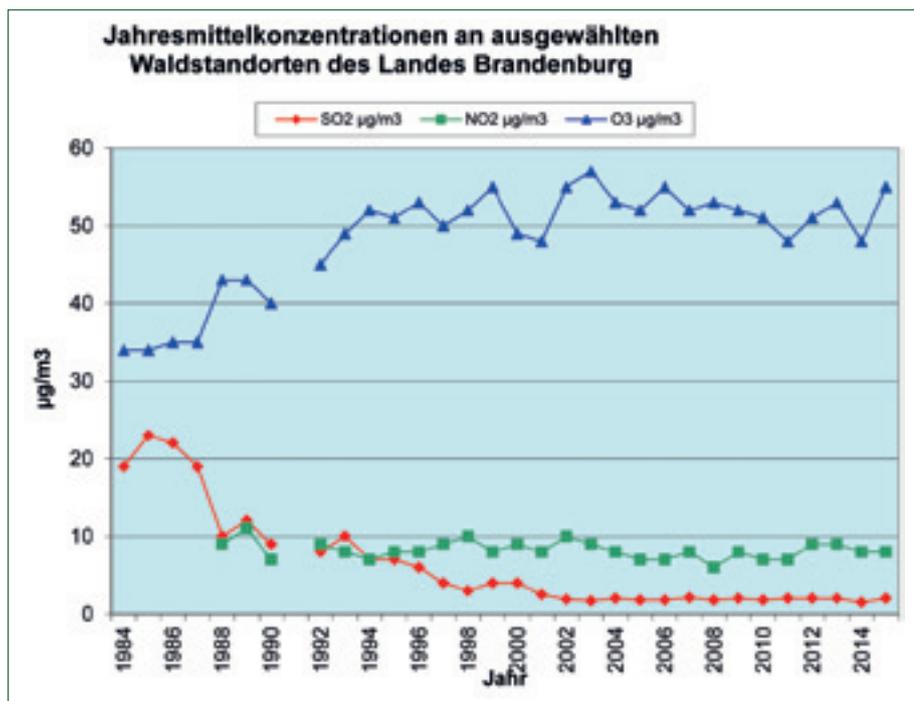


Abb. 5: Entwicklung der Schadgase SO_2 , NO_2 , O_3 .

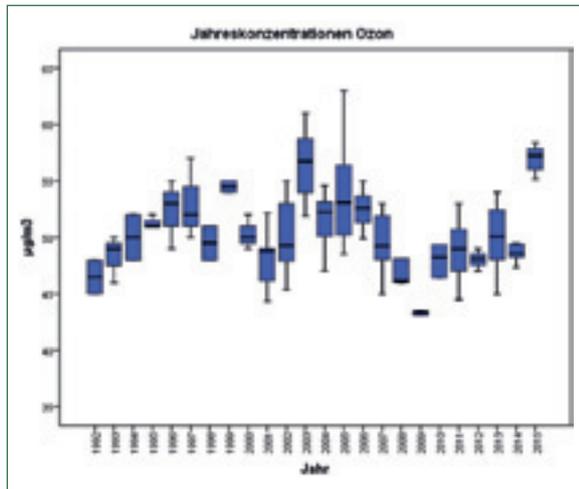


Abb. 6: Zeitreihe mittlere Jahreskonzentration Ozon.

Die Summe aller Mittelwerte sollte den Critical Level von $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ nicht überschreiten. Der AOT40-Wert wird in dem Zeitraum von April bis September jährlich erhoben und auf Überschreitung des Critical Levels überprüft.

An drei Messstation in Brandenburg (Lütte und Neuglobsow) und Berlin (Grunewald) werden AOT-Werte (berechnet aus kontinuierlich gemessenen 1h-Ozonkonzentrationswerten) ermittelt (Abb. 8).

Es ist ersichtlich, dass die Dosiswerte besonders an den beiden Messpunkten des Landes Brandenburg öfter den kritischen Schwellenwert ($20000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und deutlich den Zielwert von $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ seit Messbeginn 1992 überschreiten. Besonders hohe AOT40-Werte traten in den Jahren 2003, 2006 und 2008 auf. Erkennbar sind auch die geringeren Dosiswerte an der Station Grunewald. Eine Ursache dafür sind die NO-Emissionen von den Kraftfahrzeugen auf der nahegelegenen Autobahn (Avus). Das Stickstoffmonoxid (NO) reagiert mit Ozon (O_3) zu Stickstoffdioxid (NO_2) und Sauerstoff (O_2). Die Messergebnis-

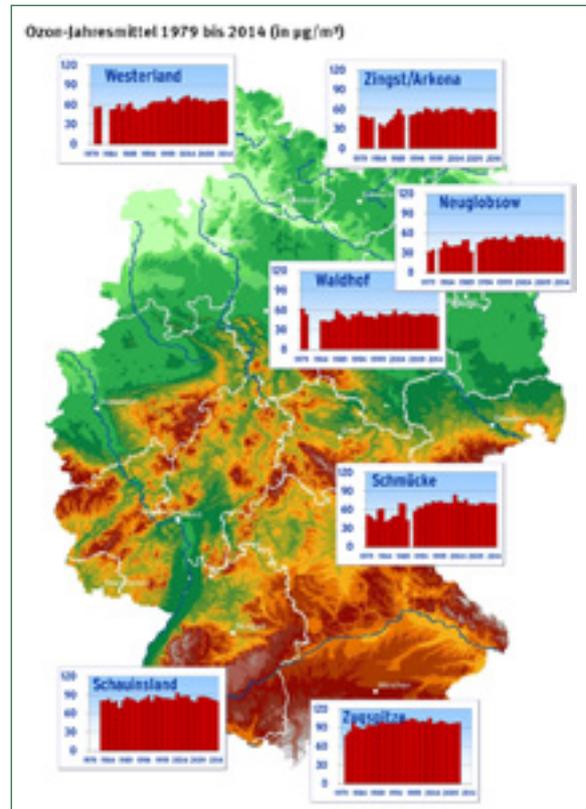


Abb. 7:Ozon-Jahresmittel 1979 bis 2014 UBA-Stationen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

se zeigen, dass es besonders in Jahren mit hohen Temperaturen und Strahlungswerten zu relativ hohen Überschreitungen des Critical Level kommt. Ein tendenzieller Anstieg ist nicht erkennbar. Für die Einschätzung des O_3 -Risikos für Waldbiotope und anderen Vegetationstypen wird neben dem AOT40 auch die stomatare O_3 -Aufnahme POD (phytotoxic ozone dose) verwendet.

Ammoniak (NH_3) ist ein typisches „ländliches“ Schadgas. 90 % aller NH_3 -Emissionen in West- und Mittel-

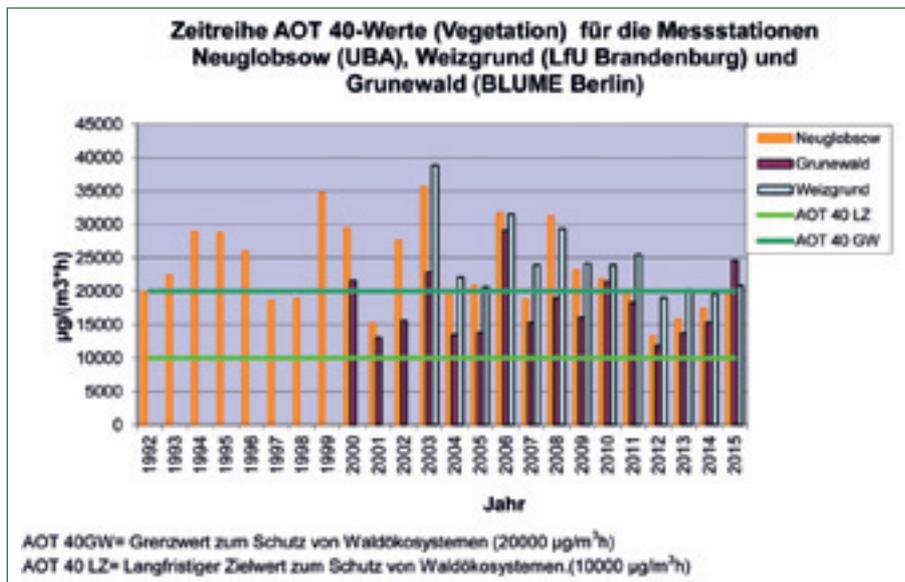


Abb. 8: Zeitreihe AOT40-Werte.

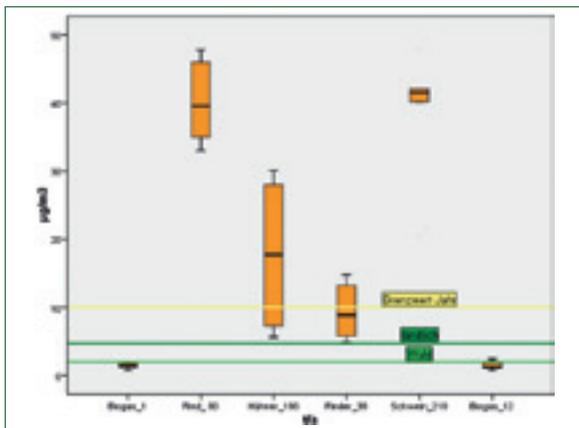


Abb. 10: Vergleich Wald- und anlagennahe NH₃-Konzentrationen unterschiedlicher Emittenten; Biogasanlage.

europa kommen aus der Landwirtschaft, wovon 80 % aus der Viehzucht stammen. Vor allem in unmittelbarer Nähe von großen Tierhaltungsanlagen liegen die NH₃-Konzentrationen in phytotoxischen Bereichen, die zu Blattschäden und im Extrem zum Absterben von Pflanzen führen.

Die NH₃-Konzentrationen (Monatsmittelwerte 0,4 µg/m³...2,1 µg/m³) an den 6 Level II-Flächen des Landes Brandenburg liegen deutlich unter den Belastungsgrenzwerten (langfristige Belastung) für höhere Pflanzen von 4 µg/m³ und den Jahres- bzw. Monatsgrenzwerten von 10 µg/m³*a und 23 µg/m³*m (Abb. 9).

Anders stellt sich die Situation in unmittelbarer Nähe (50 m – 200 m, je nach Bestockung) von Massentierhaltungsanlagen dar. Die NH₃-Konzentrationen übersteigen die Grenzwerte erheblich und führen in den angrenzenden Beständen zu deutlich sichtbaren Schäden (Abb. 10)

Die Konzentrationen der Schadgase **Schwefeldioxid (SO₂)** und **Stickstoffdioxid (NO₂)** befinden sich seit Mitte der 1990er Jahre auf einem sehr niedrigen für Waldökosysteme unkritischen Wert. Für beide Parameter liegen die kritischen Jahreskonzentrationen bei 30 µg/m³*a. Dieser Wert wird sowohl bei den SO₂-Konzentrationen als auch den NO₂-Konzentrationen an den untersuchten Waldflächen im Land Brandenburg weit unterschritten (siehe Abb. 5). Auf Grund der geringen Relevanz für Schädwirkungen auf Waldökosysteme wurden an den Level II-Flächen nur episodenhafte Messungen durchgeführt (Abb. 10 und Abb. 11).

Eine Schädwirkung ist flächendeckend nicht zu erwarten. In der Nähe von Großemittenten (z. B. Braunkohlekraftwerken wie Jämschwalde) sind lokal begrenzte Schäden an der natürlicher Vegetation nicht auszuschließen.

Deposition

Die Ablagerung von gelösten, festen und gasförmigen Luftinhaltsstoffen aus der Erdatmosphäre auf Oberflächen biotischer (z. B. Pflanzenteile) oder

Abb. 9: Langjährige Monatsmittel-NH₃-Konzentrationen (CL = Critical Level/Monat).

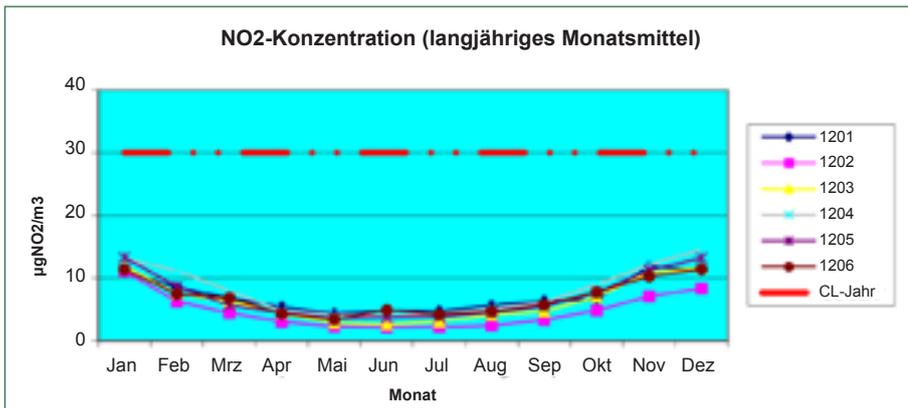
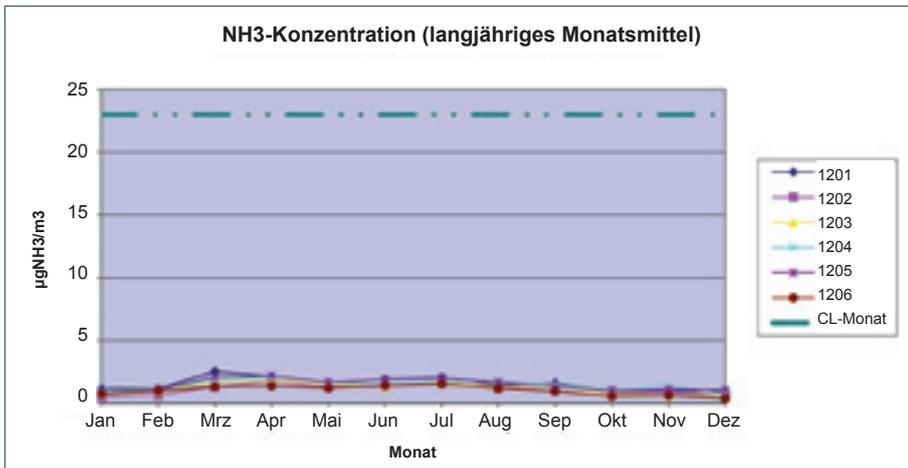


Abb. 11: NO₂-Konzentrationen Monatswerte.

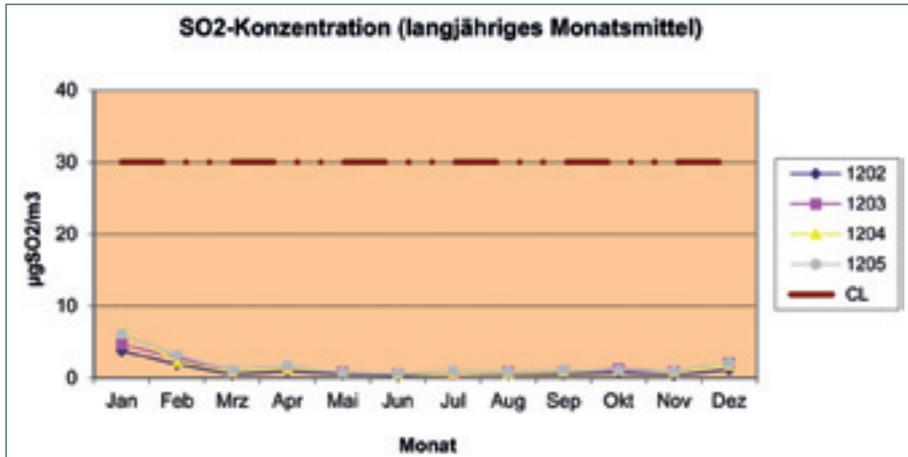


Abb. 12: SO₂-Konzentrationen Monatswerte.

abiotischer (Boden, Oberflächengewässer) Systeme wird als Deposition definiert. Wälder sind aufgrund der großen Oberfläche des Blattwerkes und der Zweige der Bäume in besonders hohem Maße der Belastung von Schadstoffen aus der Atmosphäre ausgesetzt. Um die Intensität dieser Fremdstoffbelastung in den Waldgebieten des Landes Brandenburg zu bestimmen und zu beurteilen, werden die Einträge der Makroelemente auf den Level II-Flächen sowohl auf der Freifläche als auch im Bestand während

der gesamten Sammelperiode mit immer geöffneten Niederschlagssammlern (Bulk Sammlern) erfasst (Abb. 13 a+b).

Die wöchentlich entnommenen und zu einer Monatsmischprobe zusammengefassten Niederschläge kommen tiefgefroren ins Labor. Nach dem Auftauen und der Filtration der Mischprobe wird ein Teil der Probe für die Analyse entnommen. Die Analyse beinhaltet die Bestimmung der Komponenten

pH	Leitfähigkeit	Alkalinität	Gesamtstickstoff	gelöste organische Kohlenstoffverbindungen	N-NH ₄	Cl	N-NO ₃	P-PO ₄	S-SO ₄	Al	Ca	K	Mg	Na
----	---------------	-------------	------------------	--	-------------------	----	-------------------	-------------------	-------------------	----	----	---	----	----

Aus den erhaltenen Konzentrationswerten (mg/l) werden die Monats- und Jahresfrachten (kg/ha; keq/ha) errechnet.

Zur getrennten Erfassung der Deposition von Spurenstoffen werden zusätzlich sauer konditionierte PE-Dosen eingesetzt, im Bestand jeweils 6 an den Freiflächen jeweils 4. Die Probenentnahme erfolgt

monatlich. Die verschlossene Dose wird im Labor aufgetaut, geöffnet und mit konzentrierter Salpetersäure versetzt, anschließend wieder verschlossen und eine Stunde über Kopf geschüttelt. Die 6 Einzelproben Bestand und 4 der Freifläche werden jeweils zu einer Mischprobe zusammengeführt und anschließend analysiert. Die Analyse beinhaltet die Bestimmung der Komponenten



Abb. 13a: Bulk-Sammler Bestandesfläche. ▲



Abb. 13b: Bulk-Sammler Freifläche. ►

Al3	Mn2	Fe3	Cu	Zn	Pb	Co	Mo	Ni	Cd
-----	-----	-----	----	----	----	----	----	----	----

Die Analysenergebnisse (Konzentrationsangabe in $\mu\text{g/l}$) dienen als Grundlage für die Berechnung der eingetragenen Stofffrachten $[\text{g}/(\text{ha}^*\text{a})]$.

Ein erster Überblick über die Entwicklung von versauernd (Schwefelfracht), eutrophierend (Stickstoffeintrag) und basisch (Calciumfracht) wirkenden Stoffeinträgen zeigt die z. T. erheblichen Veränderungen in den letzten 30 Jahren im Eintragungsgeschehen auf. In

Tab. 1 und Abb. 14a-d sind die mittleren Frachten von Schwefel ($\text{SO}_4\text{-S}$), Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$), Calcium (Ca) und die Gesamtsäurefracht für die Zeiträume 1986-1989 und 1996-2015 und die Veränderungen in Prozent angegeben. Am deutlichsten verringerten sich die Calcium- und Schwefeleinträge (über 90 %). Die Reduzierung des Stickstoffeintrags (-41 % und -35 %) sowie des Gesamtsäureeintrags (-40 % und -53 %) fielen geringer aus.

Tab. 1: Zeitliche Veränderung der Frachten von Schwefel, Stickstoff, Calcium und Gesamtsäure.

Einträge		Brandenburg Nord			Brandenburg Süd		
Parameter	Disposition	1986 – 1989*	1996 – 2015#	Trend	1986 – 1989*	1996 – 2015#	Trend
Schwefel $\text{SO}_4\text{-S}$ $[\text{kg}/(\text{ha}^*\text{a})]$	Freifläche	25,5	4,1	-84 %	55,3	4,8	-91 %
	Bestand	43,7	5,5	-87 %	105,5	6,5	-94 %
Stickstoff $[\text{kg}/(\text{ha}^*\text{a})]$ ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$)	Freifläche	13,3	9,3	-30 %	16,1	9,5	-41 %
	Bestand	17,5	12,8	-27 %	21,7	14,2	-35 %
Calcium $[\text{kg}/(\text{ha}^*\text{a})]$	Freifläche	18,8	3,7	-80 %	62,3	3,8	-94 %
	Bestand	25,4	5,9	-77 %	111,6	5,8	-95 %
Gesamtsäure $[\text{keq}/(\text{ha}^*\text{a})]$	Freifläche	1,9	0,9	-53 %	1,5	0,9	-40 %
	Bestand	2,8	0,9	-68 %	2,1	1,0	-53 %

*SIMON und WESTENDORF (IFE) #Level II-Flächen Land Brandenburg (LFE)

Stickstoff ist ein wichtiges Nährelement und besonders auf ärmeren Standorten wachstumsfördernd. Werden jedoch die Belastungsgrenzen (Critical loads) für Ökosysteme längerfristig überschritten, sind Bodenversauerung, Auswaschungen basischer Kationen und verstärkte Nitratauswaschung ins Grundwasser zu erwarten.

In der Abbildung 15 sind die mittleren Jahresfrachten der Stickstoffeinträge ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und die Summe beider Komponenten) der 6 Level II-Flächen im Land Brandenburg dargestellt.

Während die Freiland-Frachten ($\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$) die $10 \text{ kg}/(\text{ha}^*\text{a})$ kaum übersteigen und somit den für Nadel- und Laubbäume kritischen Schwellenwert (Critical Load) von $15 - 20 \text{ kg}/(\text{ha}^*\text{a})$ in keinem Jahr erreichen, liegen die Bestandes-Frachten in dem kritischen Bereich. Die Bestandes-Einträge können in diesen Bereichen zu einer erhöhte Nitratauswaschung aus den Böden, zu veränderten Hauptnährelement-quotienten, abnehmende Konzentrationen von P, K, Mg sowie höheren N-Konzentrationen im Blattgewebe führen. Ein Trend ist im Messzeitraum nicht erkennbar. Obwohl die Bestandes-Stickstofffrachten im Bereich der kritischen Belastungsgrenzen liegen, ist eine großflächige Schädigung in Waldgebieten nicht zu erwarten. Anders die Situation von Ökosystemen in der Nähe von Großemittenten (z. B. Tieranlagen). Hier treten in einem lokal begrenzten Bereich Stickstoffeinträge auf, die im Nahbereich die Critical Loads erheblich übersteigen und zu einer Schädigung der Bestände führen können (siehe auch Abschnitt „Ammoniak“).

Einen wesentlichen Bestandteil der **Basenfracht** bilden die basischen Kationen Kalium (K), Calcium (Ca) und Magnesium (Mg), die wichtige Nährelemente für Pflanzen sind. Die Höhe der der Einträge ist oft von lokalen Emittenten abhängig (z. B. Sea spray, Stäube von Kalk- und Zementwerken, Flugaschen). Geringe Baseneinträge und hohe Säureinträge führen vor allem auf sandigen, armen Standorten zu Calcium-, Magnesium- und Kaliummangelerscheinungen in Pflanzen. Die nach 1990 starke Reduzierung der Basenfracht (Verringerung des Calciumeintrags um 90%) ist seit Mitte der 1990er Jahre abgeflacht und die Einträge der basischen Kationen in den Waldgebieten des Landes Brandenburg bewegen sich auf einem gleichbleibenden, relativ niedrigen Niveau. Die geringen Schwankungen sind in erster Linie den unterschiedlichen Jahresniederschlagsmengen zuzuschreiben. Bei allen Jahresfrachten liegen, wie erwartet, die Bestandesdaten höher als die auf den Freiflächen. Ursachen sind die Auflösung von größeren Partikeln, die auf der Blattoberfläche abgelagert wurden und die Auswaschung von basischen Kationen (Ca, K und Mg) aus den Nadeln und Blättern (Leaching) (Abb. 16).

Die ermittelten Basenfrachten weisen im Berichtszeitraum keine tendenzielle Entwicklung auf. Eine schädigende Wirkung auf Pflanzen ist direkt nicht zu erwarten. Indirekt kann es durch zu geringe Einträge auf armen Standorten zu Mangelerscheinungen kommen.

Zur **Versauerung** von Waldböden tragen vor allem Schwefel- und Stickstoffverbindungen bei. Langfristi-

Abb. 14a: Zeitreihe Calcium-Einträge Freifläche.

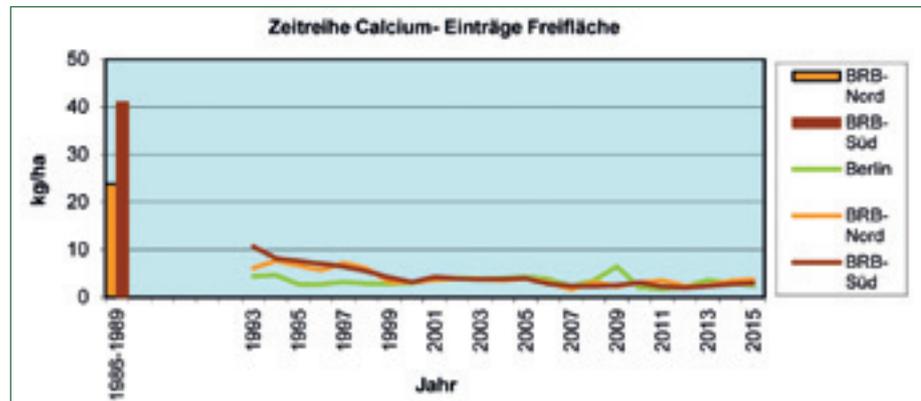


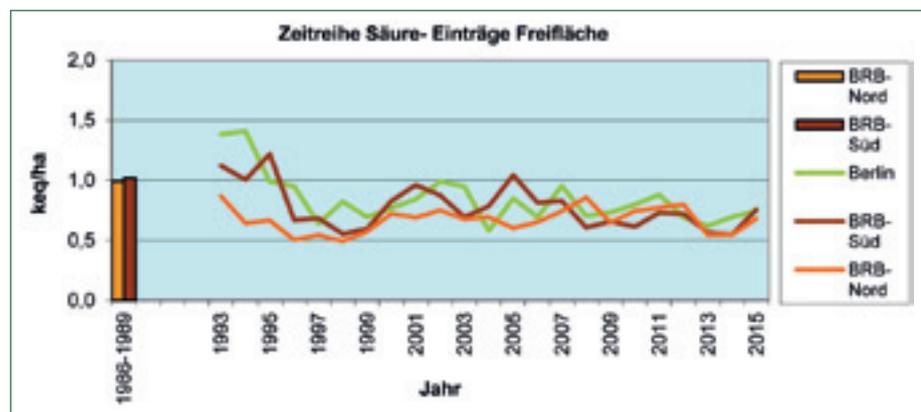
Abb. 14b: Zeitreihe Schwefel-Einträge.



Abb. 14c: Zeitreihe Stickstoffeinträge.



Abb. 14d: Zeitreihe Säureeintrag.



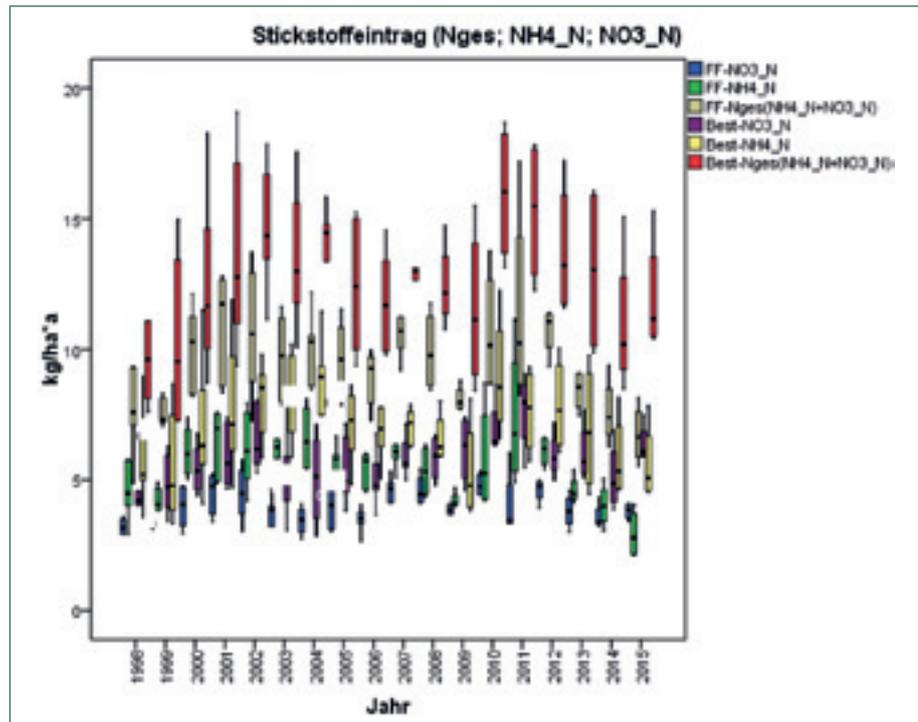


Abb. 15: Zeitlicher Verlauf Stickstoffeinträge.

ge Einträge führen zu einem Verlust von Nährstoffen (z. B. Kalium, Calcium und Magnesium) im Boden, zu Ernährungsdefiziten in der Pflanze und daraus resultierend zu einer Minderung der Vitalität.

Der **Gesamtsäureeintrag** wird in $\text{keq}/(\text{ha}+\text{a})$ angegeben und errechnet sich aus der Summe der Stofffrachten von Ammonium, Nitrat, Sulfat und Chlorid minus der Summe der basischen Kationen Kalium, Calcium und Magnesium. Die Gesamtsäureeinträge liegen im Messzeitraum (1998 – 2015) auf den Freiflächen der Level II-Flächen des Landes Brandenburg zwischen 0,44 keq/ha und 1,87 keq/ha (MW = 0,93 keq/ha) und auf den Bestandesflächen zwischen 0,55 keq/ha und 1,96 keq/ha (MW = 1,03 keq/ha). Die Variation der Jahreseinträge

über den Messzeitraum ist in erster Linie auf die unterschiedlichen Niederschlagsmengen pro Jahr zurückzuführen.

Der nach 1990 zu beobachtende Rückgang des Säureeintrages (besonders starke Reduzierung versauernder Schwefelverbindungen) hat sich Mitte/Ende der 1990er Jahre abgeschwächt (Abb. 17).

Der tendenzielle Verlauf der letzten 20 Jahre lässt keine Erhöhung des Säureeintrags erkennen und kurz- und mittelfristig ist großflächig auch nicht mit einer verstärkten Auswaschung von basischen Kationen zu rechnen. Jedoch in der Nähe von Großemittenten (z. B. Großtieranlagen) und auf armen Sandstandorten

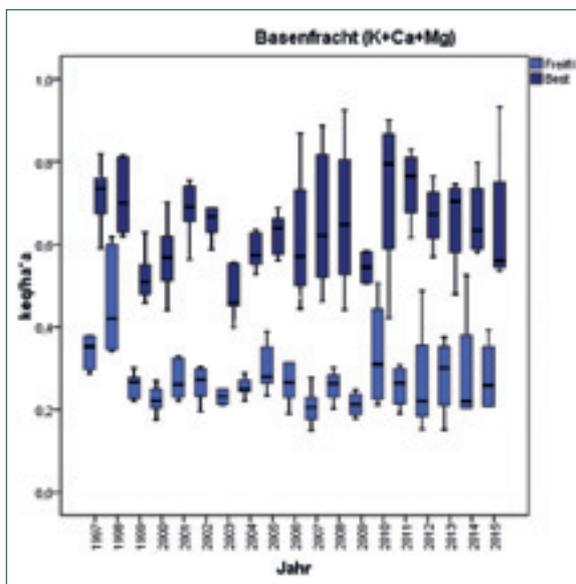


Abb. 16: Zeitreihe Basenfracht.

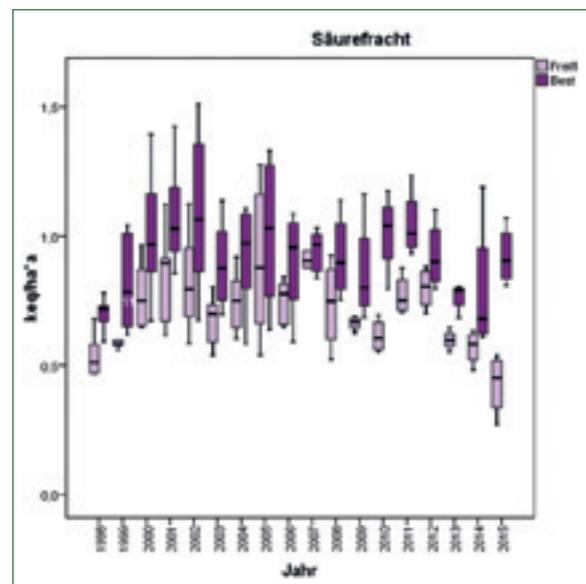


Abb. 17: Zeitreihe Säurefracht.

können aufgrund von erhöhten Einträgen versauern der Stickstoffverbindungen, lokal begrenzt, sowohl im Boden als auch in Pflanzen Mangelerscheinungen von basischen Kationen auftreten.

Critical Loads (CL) sind kritische Belastungsgrenzwerte für atmogene Stoffeinträge (z. B. Schwefel, Stickstoff, Schwermetalle) bei deren Überschreitung es zu einer Schädigung der Ökosysteme (Wald) in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften, klimatischen Bedingungen und Bestandesstruktur langfristig kommen kann. Die kritischen Belastungsgrenzen werden für den jeweiligen Standort durch die errechneten Critical Loads-Funktionen (CLF) vorgegeben. Geprüft werden die eingetragenen Frachten (kg/(ha*a)) und die daraus resultierenden Ladungsäquivalente (keq/(ha*a)), die sich aus der Stoffkonzentration und der Niederschlagsmenge ergeben.

Für die Level II-Flächen (Bestand) des Landes Brandenburg wurden von der Firma Öko-Data GmbH Belastungsgrenzwerte für die Versauerung in Schwefeleinheiten und für die eutrophierende Wirkung von Stickstoffverbindungen errechnet. Die Critical Loads für die Versauerung (Sulfatschwefel) liegen zwischen $3,5 \text{ kg S}/(\text{ha}^*\text{a}) = (0,22 \text{ keq S}/(\text{ha}^*\text{a}))$ und $19,5 \text{ kg S}/(\text{ha}^*\text{a}) = 1,22 \text{ keq S}/(\text{ha}^*\text{a})$ und für die Eutrophierung (Stickstoffverbindungen) zwischen $6,4 \text{ kg N}/(\text{ha}^*\text{a}) = 0,46 \text{ keq N}/(\text{ha}^*\text{a})$ und $10,8 \text{ kg N}/(\text{ha}^*\text{a}) = 0,72 \text{ keq N}/(\text{ha}^*\text{a})$. Die graphischen Darstellungen der CLF und den Stofffrachten für Stickstoff und Schwefel der 6 Level II-Flächen zeigen, dass es keine Überschreitung der Belastungsgrenze für Versauerung im gesamten Messzeitraum gibt (Abb. 18a-f).

Im Gegensatz dazu wird der Critical Load für eutrophierenden Stickstoff in jedem Messjahr überschritten.

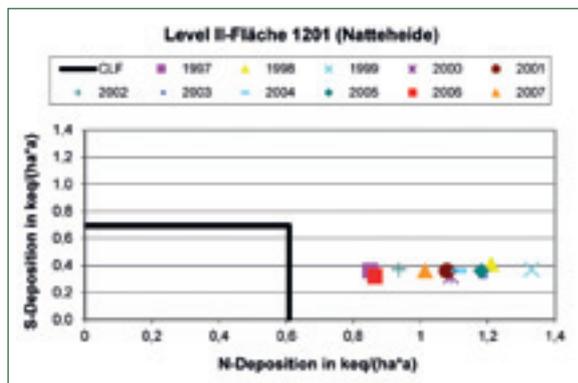


Abb. 18a: Critical Loads 1201 (Natteheide).

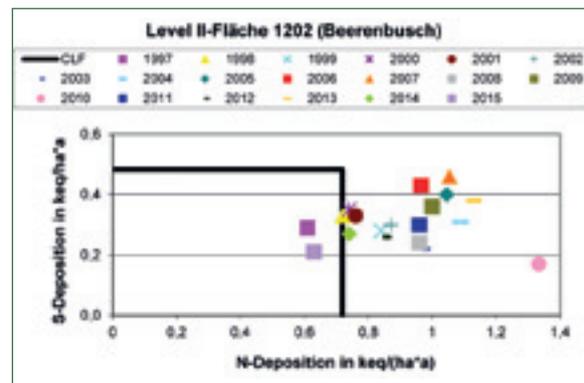


Abb. 18b: Critical Loads 1202 (Beerenbusch).

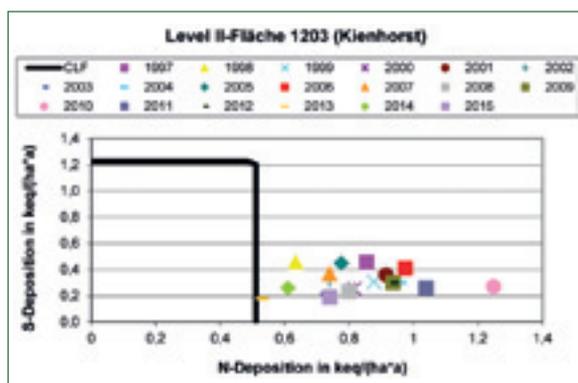


Abb. 18c: Critical Loads 1203 (Kienhorst).

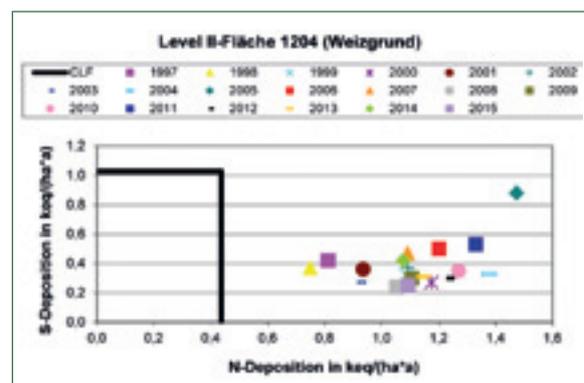


Abb. 18d: Critical Loads 1204 (Weizgrund).

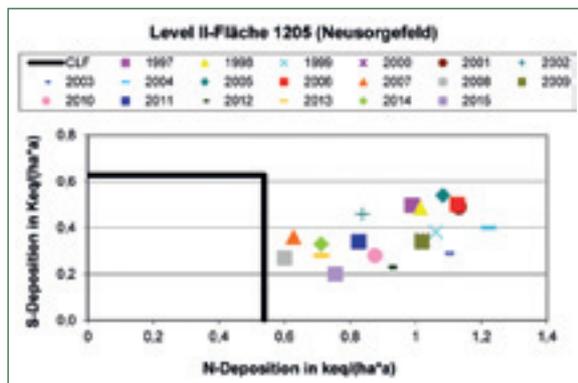


Abb. 18e: Critical Loads 1205 (Neusorgefeld).

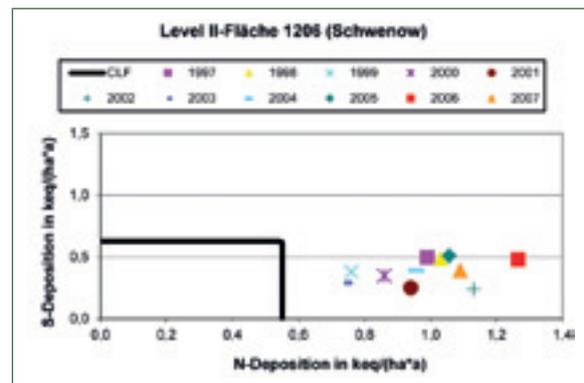


Abb. 18f: Critical Loads 1206 (Schwenow).

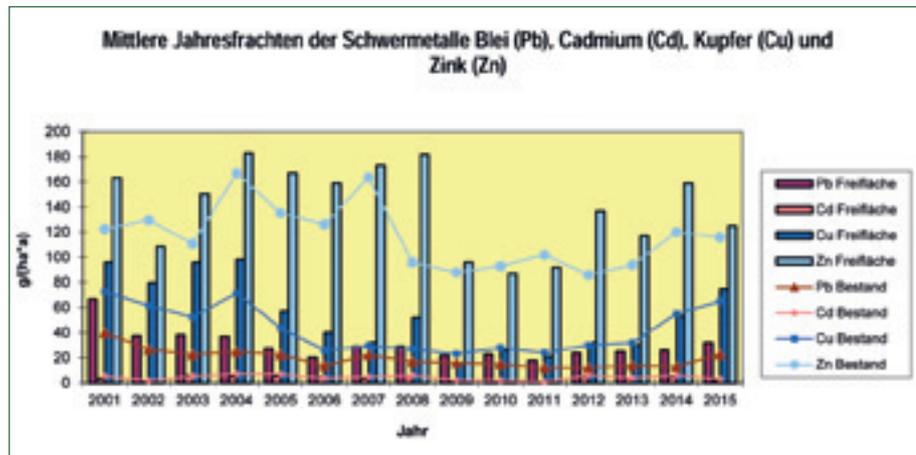


Abb. 19: Zeitreihe mittlere Jahresfrachten Schwermetalle.

Diese Konstellation trifft für alle betrachteten 6 Level II-Flächen zu.

Schwermetalle sind bereits in niedrigen Konzentrationsbereichen generell als toxisch einzustufen. Erhöhte atmogene Einträge können zu einer Gefährdung des Grundwassers und zur vermehrten Aufnahme in Nahrungs- und Futterpflanzen führen. Schädigungen von Waldökosystemen sind nur in eng begrenzten Arealen (z. B. Galvanikbetrieben oder Erzhütten) zu erwarten. Aufgrund der Bedeutung des Waldes für die Grundwasserneubildung ist jedoch eine kontinuierliche Überwachung der Schwermetalleinträge unbedingt erforderlich.

Sowohl die Konzentrationen als auch die berechneten Frachten der an den Level II-Flächen des Landes Brandenburg untersuchten Schwermetalle (Blei *Pb*; Cadmium *Cd*; Kupfer *Cu* und Zink *Zn*) befinden sich auf einem sehr niedrigen Niveau. Die Frachten für Cadmium liegen auf der Freifläche und unter Krone zwischen 1-6 g/(ha*a). Bei Blei bewegen sich die Frachtwerte auf der Freifläche zwischen 18 und 67 g/(ha*a) und im Bestand zwischen 12 und 40 g/(ha*a). Die Frachten von Kupfer erreichen Werte von 16 bis 96 g/(ha*a) auf der Freifläche und 23 bis 73 g/(ha*a) auf der Bestandesfläche. Die höchsten Frachten erlangten die Zink-Einträge. Die berechneten Werte lagen bei 87-183 g/(ha*a) auf der Freifläche und 86-167 g/(ha*a) im Bestand (Abb. 19).

Für die benannten 4 Schwermetalle gibt es keine Critical Loads für Waldböden. Die Konzentrations- und Frachtwerte der 4 Schwermetalle liegen im Normbereich ruraler Gebiete. Bei keinem der vier Elemente liegt eine kritische bzw. toxische Konzentration vor. Die Konzentrationswerte liegen unterhalb der Grenzwerte für Trinkwasser.

Tendenziell ist eine Verringerung des Eintrags bei Kupfer und Blei zu erkennen. Die Cadmium- und Blei-Einträge befinden sich auf einem sehr niedrigen Niveau nur knapp über der Nachweisgrenze.

Fazit

Ozonkonzentration

Trotz der Verringerung des Anstiegs der Ozonkonzentrationen in den letzten 2 Jahrzehnten, bleibt Ozon flächendeckend das Schadgas Nummer 1 für Waldbiotop und Nutzpflanzen. In kurzzeitigen Episoden kommt es immer noch zu Überschreitungen von MIK-Werten zum Schutz der Vegetation (VDI 2310, BL.2, 5 Entwurf, 6 Entwurf). Mit dem Klimawandel werden strahlungsreiche, heiße Episoden häufiger.

AOT 40-Wert

Die Messergebnisse zeigen, dass besonders in Jahren mit hohen Temperaturen und Strahlungswerten, der Critical Level für AOT40 erheblich überschritten wird. Ein tendenzieller Anstieg ist zwar nicht erkennbar, dennoch liegen die Dosiswerte nahe an bzw. über dem kritischen Schwellenwert (20000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$) und deutlich über dem Zielwert (10000 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$).

Basenfracht

Die ermittelten Basenfrachten weisen im Berichtszeitraum keine tendenzielle Entwicklung auf. Eine schädigende Wirkung auf Pflanzen ist direkt nicht zu erwarten. Über den Bodenpfad können die verminderten Basenfrachten auf armen Standorten zu Mangelerscheinungen führen.

Stickstofffracht

Obwohl die Bestandes-Stickstofffrachten im Bereich der kritischen Belastungsgrenzen liegen ist eine großflächige Schädigung in Waldgebieten nicht zu erwarten. In der Nähe von Großemittenten (z. B. Tieranlagen) treten in einem lokal begrenzten Bereich Stickstoffeinträge auf, die im Nahbereich die Critical Loads erheblich übersteigen und zu einer Schädigung des anstehenden Ökosystems führen können.

Säurefracht

Der nach 1990 zu beobachtende deutliche Rückgang des Säureeintrages (besonders starke Reduzierung versauernder Schwefelverbindungen) hat sich Mitte/Ende der 1990er Jahre abgeschwächt. Im Beobachtungszeitraum (1998 – 2015) lag der mittlere Jahreseintrag sowohl auf den Freiflächen als auch auf den Bestandesflächen der 6 Level- Flächen bei ca. 1 keq/ha. Ein Trend ist nicht erkennbar. Kurz- und mittelfristig ist großflächig nicht mit einer verstärkten Auswaschung von basischen Kationen zu rechnen. In der Nähe von Großemittenten (z. B. Großtieranlagen) und auf armen Sandstandorten können aufgrund von erhöhten Einträgen versauernder Stickstoffverbindungen, lokal begrenzt, sowohl im Boden als auch in Pflanzen Mangelerscheinungen bei basischen Kationen auftreten.

Schwermetalleintrag

Die Konzentrations- und Frachtwerte der 4 Schwermetalle liegen im Normbereich ländlicher Gebiete.

Bei keinem der vier Elemente liegt eine kritische bzw. toxische Konzentration vor. Die Konzentrationswerte liegen unterhalb der Grenzwerte für Trinkwasser. Tendenziell ist eine Verringerung des Eintrags bei Kupfer und Blei zu erkennen. Die Cadmium- und Blei-Einträge befinden sich auf einem sehr niedrigen Niveau nur knapp über der Nachweisgrenze.

Critical Loads (Säure/Stickstoff)

Die Belastungsgrenzwerte für die Versauerung wurden während der Messzeit (1997 – 2015) an keiner der 6 Level II-Bestandesflächen überschritten und es liegt kein Versauerungsrisiko vor. Die eutrophierende Wirkung durch Stickstoffverbindungen ist noch vorhanden und Critical Loads werden zum Teil erheblich überschritten.

Bodenzustand und Baumernährung: Kennwerte aus BZE und Level II-Programm

WINFRIED RIEK, ALEXANDER RUSS, JENS HANNEMANN, REINHARD KALLWEIT

1 Einleitung

Die Untersuchung der Waldböden ist ein zentraler Bestandteil der forstlichen Umweltkontrolle. Im Ökosystem Wald bildet der Boden die Schnittstelle zwischen verschiedenen Ökosystemkompartimenten und stellt einen Reaktionsraum für vielfältige biochemische Prozesse dar. Zahlreiche Bodenkennwerte sind daher als Indikatoren für die umfassende Waldzustandsdiagnose bestens geeignet (RIEK und WOLFF 2007). Ergänzend dienen chemische Nadel- und Blattanalysen zur Einschätzung der Ernährungssituation der Waldbäume und geben zusätzliche Hinweise auf die standörtliche Belastungssituation durch Immissionen und atmogene Schadstoffeinträge.

Untersuchungen zum bodenchemischen Zustand und dessen Veränderung über die Zeit werden sowohl auf den flächenrepräsentativen Inventurpunkten der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) realisiert als auch auf den Intensivmessflächen des Level II-Programms. Während bei den BZE-Punkten die Erhebung von Kennwerten der Bodenfestphase in ca. 15-jährigem Abstand vorgesehen ist, finden auf den Level II-Flächen zusätzlich kontinuierliche Untersuchungen der Bodenlösungsphase in (idealerweise) zweiwöchigem Turnus statt. Die Ernährungsanalyse anhand von Nadel-/Blattspiegelwerten erfolgt auf den BZE-Punkten als Momentaufnahme zeitnah zur Bodenprobenentnahme. Auf den Level II-Flächen wird sie als regelmäßige Zeitreihe mit jährlichem Abstand durchgeführt.

Wichtige Themenfelder der bodenchemischen und ernährungskundlichen Untersuchungen sind:

- Ausmaß und Dynamik von Bodenversauerung und Basenverarmung insbesondere nach dem Wegfall von pufferwirksamen basischen Staubdepositionen aus der Braunkohleverbrennung
- Belastung der Böden durch eutrophierend wirkende Stickstoffdepositionen aus Landwirtschaft und Verkehr – Bedeutung für die ausgewogene Nährelementversorgung der Waldbäume
- Böden als Senke für Kohlenstoff.

Im vorliegenden Beitrag werden zunächst die Kennwerte der Bodenfestphase an den Level II-Punkten in die BZE-Stichprobe eingeordnet und hinsichtlich ihrer Repräsentativität bewertet. Dann folgt die Darstellung wichtiger Befunde der bisherigen Auswertungen von BZE-Daten. Für tieferegehende Informationen wird

auf den Band 1 des *Waldbodenberichts Brandenburg* (RIEK et al. 2015a) sowie weitere Veröffentlichungen zur zweiten Bodenzustandserhebung im Wald verwiesen (z. B. RIEK et al. 2015b, RIEK und RUSS 2015a,b, RIEK und RUSS 2014, RIEK et al. 2012, RIEK 2011, RIEK und RUSS 2011). Die Zeitreihen ausgewählter Kennwerte der Bodenlösungschemie werden anschließend hinsichtlich der Frage untersucht, inwiefern diese die Hauptbefunde der BZE bestätigen. Abschließend werden die Daten aus der Ernährungsdiagnose von BZE und Level II-Programm mit Blick auf die Versorgung der Kiefer mit den Hauptnährelementen bewertet und zeitliche Unterschiede dargestellt.

2 Material und Methoden

Die erste Bodenzustandserhebung erfolgte im Land Brandenburg in den Jahren 1992/93 auf dem 8*8 km-Grundraster der Waldzustandserhebung (BZE-1). Die Wiederholungsinventur auf diesen Erhebungspunkten wurde in den Jahren 2006 – 2009 durchgeführt (BZE-2). Darüber hinaus erfolgte 2009 – 2011 die Bodenzustandserfassung auf brandenburgischen Flächen der Bundeswaldinventur ebenfalls im 8*8 km-Raster (BZE-2a). Die Gesamtstichprobe der Erhebungsnetze umfasst 322 Punkte.

Die bei der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald bundesweit einheitlichen Standards und Untersuchungsmethoden sind in der Arbeitsanleitung des BMELF (2006) zu finden; brandenburgspezifische Einzelheiten zu Beprogungsdesign und Analyseverfahren werden im *Waldbodenbericht Brandenburg* beschrieben (RIEK et al. 2015a). Die boden- und ernährungskundlichen Aufnahmen auf den Level II-Flächen orientieren sich an den Vorgaben von Teil X (*Soil Sampling and Analysis*), Teil XI (*Soil Solution Collection and Analysis*) sowie Teil XII (*Sampling and Analysis of Leaves and Needles*) des *ICP Forests Manual* (UN/ECE, ICP FORESTS 2010, 2011). Ergänzende Analysen der Bodenfestphase, wie Elementgehalte im NH_4Cl -Extrakt und pH(KCl)-Wert, erfolgten auf den Level II-Flächen, um die Möglichkeit der Vergleichbarkeit mit BZE-Inventuraufnahmen zu gewährleisten.

Die im Folgenden dargestellten bodenchemischen Level II-Daten stammen aus der Erstinventur im Jahr 1995 und der EU-weiten Wiederholungsinventur der Jahre 2010 und 2011. Analysen zur effektiven Kationenaustauschkapazität im NH_4Cl -Extrakt mussten an Rückstellproben aus der Level II-Erstinventur nachträglich durchgeführt werden. Dies kann die Vergleichbarkeit einschränken, da Bodenproben durch Lagerung Veränderungen z. B. hinsichtlich der austauschbaren

Tab. 1: Vergleich von Kenngrößen auf BZE-Punkten und Level II-Flächen.

Bodenzustandserhebung (322 Punkte = flächenrepräsentative Stichprobe)	Level II-Programm (aktuell 7 Flächen = exemplarische Waldökosysteme)
<i>Kopfdaten</i> Lage im Relief, Ausgangsgestein, Ansprache des Bodenprofils, Bodentyp, Humusform, freies Wasser, Kennwerte nach SEA95, ...	
<i>chemische Kennwerte der Bodenfestphase</i> (Erhebung alle ca. 15 Jahre an BZE-Punkten bzw. 10 Jahre auf Level II-Flächen) pH-Wert, C, N, P, austauschbare Kationen (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, H), CaCO ₃ , Schwermetalle, Elementgesamtgehalte (Königswasser-/HF-Aufschluss), NO ₃ im wässrigen 1:2-Extrakt	
<i>physikalische Bodenkennwerte</i> Bodendichte, Feinbodenvorrat, Korngrößenverteilung, Bodenart	<i>physikalische Bodenkennwerte</i> Bodendichte, Feinbodenvorrat, Korngrößenverteilung, Bodenart sowie Porengrößenverteilung und Θ - Ψ -Funktion der wichtigsten Bodenhorizonte
	<i>Bodenlösungschemie (kontinuierlich)</i> pH-Wert, Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn, SO ₄ , NH ₄ , NO ₃ , Cl, Schwermetalle, DOC, Leitfähigkeit
<i>Baumernährung</i> (Erhebung alle ca. 15 Jahre an 5-15 Bäumen als Mischprobe) C, N, P, K, Ca, Mg, Na, Al, Mn, Fe, Zn, Cd, Cu, Pb, Co, Cr, Blatt-/Nadelmasse	<i>Baumernährung</i> (Erhebung jährlich an 5 markierten Bäumen) C, N, P, K, Ca, Mg, Na, Al, Mn, Fe, Zn, Cd, Cu, Pb, Co, Cr, Blatt-/Nadelmasse
<i>vorrangiges Ziel</i> räumliche und strukturelle Muster sowie langfristige Veränderungen erkennen (Momentaufnahmen)	<i>vorrangiges Ziel</i> zeitliche Muster an exemplarischen Flächen erkennen, Prozessanalyse (kontinuierliche Messungen)

Mn-Gehalte erfahren können (KÖNIG et al. 2016). Die Vergleichbarkeit der Bodeninventuren auf Level II-Flächen ist zudem durch Effekte der räumlichen Bodenvariabilität eingeschränkt, da bei der Ersterhebung drei bis vier Mischproben in der unmittelbaren Profillinie entnommen wurden, bei der Wiederholungsinventur die Proben hingegen von drei über die gesamte Fläche verlaufenden Transekten zu jeweils einer Mischprobe vereint wurden.

Eine Übersicht der in den Programmen BZE und Level II aufgenommenen Kennwerte gibt Tab.1.

3 Vergleich von BZE-Stichprobe und Level II-Flächen

Die in Brandenburg unter Wald verbreitetsten Bodentypen sind Normbraunerden und Braunerde-Subtypen mit unterschiedlichen Podsoligkeitsgraden und Entkalkungstiefen. Sie nehmen in der BZE-Stichprobe 64 % der Gesamtstichprobe ein. Entsprechend sind sie auch unter den Level II-Flächen stark vertreten mit drei Normbraunerden (Flächen 1202, 1204 und 1207), zwei Podsol-Braunerden (1101 und 1205) sowie einer Fahl-erde-Braunerde (1208). Als reliktsche Gley-Braunerde wurde die Level II-Fläche 1201 angesprochen. Auf den Flächen 1203 und 1206 treten Braunerde-Podsole in Erscheinung und stehen damit für ca. 8 % in der BZE-Stichprobe vorkommende Podsole und deren Übergangsformen.

Hinsichtlich der Humusform vertreten die Flächen 1101, 1202, 1205, 1206 und 1207 den typischen Moder, der auch innerhalb der BZE-Stichprobe mit einem Anteil von 44 % am häufigsten auftritt. Auf der Eichenfläche 1208 wird rohhumusartiger Moder ermittelt, der auf 13 % der BZE-Punkte auftritt und auf den Flächen 1201, 1203 und 1204 wurde Rohhumus angesprochen, der in der BZE-Stichprobe lediglich 9 % ausmacht. Damit fehlen die Humusformen mullartiger

Moder (BZE: 12 %) und Mull (BZE: 18 %) und insgesamt tendieren die Level II-Flächen im Vergleich zum flächenrepräsentativen BZE-Kollektiv zu ungünstigeren Humuszuständen. Dieses ist auf die Methodik der Flächenauswahl zurückzuführen, wonach der Fokus bei den Kiefernflächen im schwachen M- bis Z-Bereich lag.

Die Einordnung der Level II-Flächen hinsichtlich ihrer bodenchemischen Eigenschaften in 0-90 cm Tiefe (drei Mischproben pro Fläche und Tiefe) geht aus den Diagrammen in Abb. 1 hervor. Es zeigt sich, dass die Werte im mineralischen Oberboden (0-5 cm, 5-10 cm) nahezu das gesamte Standortsspektrum der brandenburgischen Waldfläche abdecken. Lediglich der Bereich besonders hoher pH-Werte über dem ca. 85-Perzentil des BZE-Kollektivs ist nicht vertreten. Sehr deutlich unterscheiden sich die pH-Werte in der Humusaufgabe der Eichen- und Buchenfläche (1207 bzw. 1208), die im hohen Perzentilbereich liegen, von denen der Level II-Kiefernflächen im unterdurchschnittlichen Bereich. Bereits in 0-5 cm Tiefe des Mineralbodens sind diese Unterschiede jedoch aufgehoben (Abb. 1).

Besonders auffällig ist die Fläche 1201 mit extrem niedrigen pH-Werten in Auflage und Tiefenstufe 0-5 cm bei allen Mischproben. Die damit einhergehenden äußerst hohen Kohlenstoffvorräte (s. u.) weisen zum einen auf eine starke Prägung des Humuskörpers durch ehemals hoch anstehendes saures Grundwasser hin: Bis in die 1970er Jahre waren im Revier Natteheide „Sümpfe“ und „Brücher“ auf der forstlichen Standortskarte ausgewiesen. Zum anderen ist davon auszugehen, dass hier im Zuge der Anlage von Wölbäckern im Mittelalter organisches Material künstlich aufgebracht wurde.

Mit zunehmender Bodentiefe verengt sich die Streubreite der pH-Werte aller Level II-Flächen und ver-

schiebt sich bezogen auf das BZE-Kollektiv in Richtung unterdurchschnittlicher Werte. In 60-90 cm befinden sich alle pH-Werte mit Ausnahme der Werte von Fläche 1206 unterhalb des Medians der BZE-Punkte. Die dargestellten Einzelanalysen (Mischproben) der Flächen überlagern sich hier zunehmend und zwischen den Kiefern- und Eichen- bzw. Buchenflächen lassen sich keine Unterschiede mehr erkennen. Auffallend ist in diesem Zusammenhang, dass die geringsten pH-Werte des Unterbodens auf der Eichenfläche 1208 auftreten. Hier wird zugleich aufgrund des lehmigen Substrats (sandiger Lehm bis stark lehmiger Sand) die höchste Kationenaustauschkapazität gemessen. Dies deckt sich mit den Befunden des *Waldbodenberichts Brandenburg*, wonach sich auf Standorten mit bindigen Schichten im Unterboden der Stammnährkraftstufe K häufig große Mengen an Kationsäuren angereichert haben, die dann zu niedrigeren pH-Werten als bei den austauscherarmen Sandstandorten der Nährkraftstufen A und Z führen können. Daraus kann gefolgert werden, dass die Versauerung des Wurzelraums nahezu alle terrestrischen Waldböden in Brandenburg betrifft, gleich welche substratspezifische Vorprägung sie besitzen (RIEK et al. 2015a).

Anhand der Basensättigungsgrade zeigt sich im Oberboden eine im Vergleich zur BZE unterdurchschnittliche Ausstattung der Level II-Flächen mit den Nährstoffkationen Ca, Mg und K (Abb. 2). Bei den Flächen 1201 bis 1206 dürfte hierfür die spezifische Flächenauswahl von Standorten überwiegend ziemlich armer Nährkraft mit reiner Kiefernbestockung zum Zeitpunkt der Flächenfestlegung verantwortlich sein. Die Variation der Basensättigungen nimmt im Unterboden jedoch zu und ab 30 cm Tiefe variieren die Werte der Level II-Flächen fast über das gesamte BZE-Spektrum.

Die Betrachtung der einzelnen Wiederholungen pro Fläche (jeweils 3 Mischproben) gibt Hinweise auf die jeweilige kleinräumige Bodenvariabilität. Im Allgemeinen liegen die flächenbezogenen Werte relativ eng beieinander. Je nach Gesamtstreuung aller Werte deutet dies darauf hin, dass zwischen den Flächen zum Teil signifikante Unterschiede bestehen. Dieses lässt sich aufgrund des zu geringen Stichprobenumfangs aus jeweils drei Analysewerten pro Fläche statistisch jedoch nicht absichern. Zudem gibt es auch Ausnahmen, wie beispielsweise die auf Fläche 1101 gemessenen

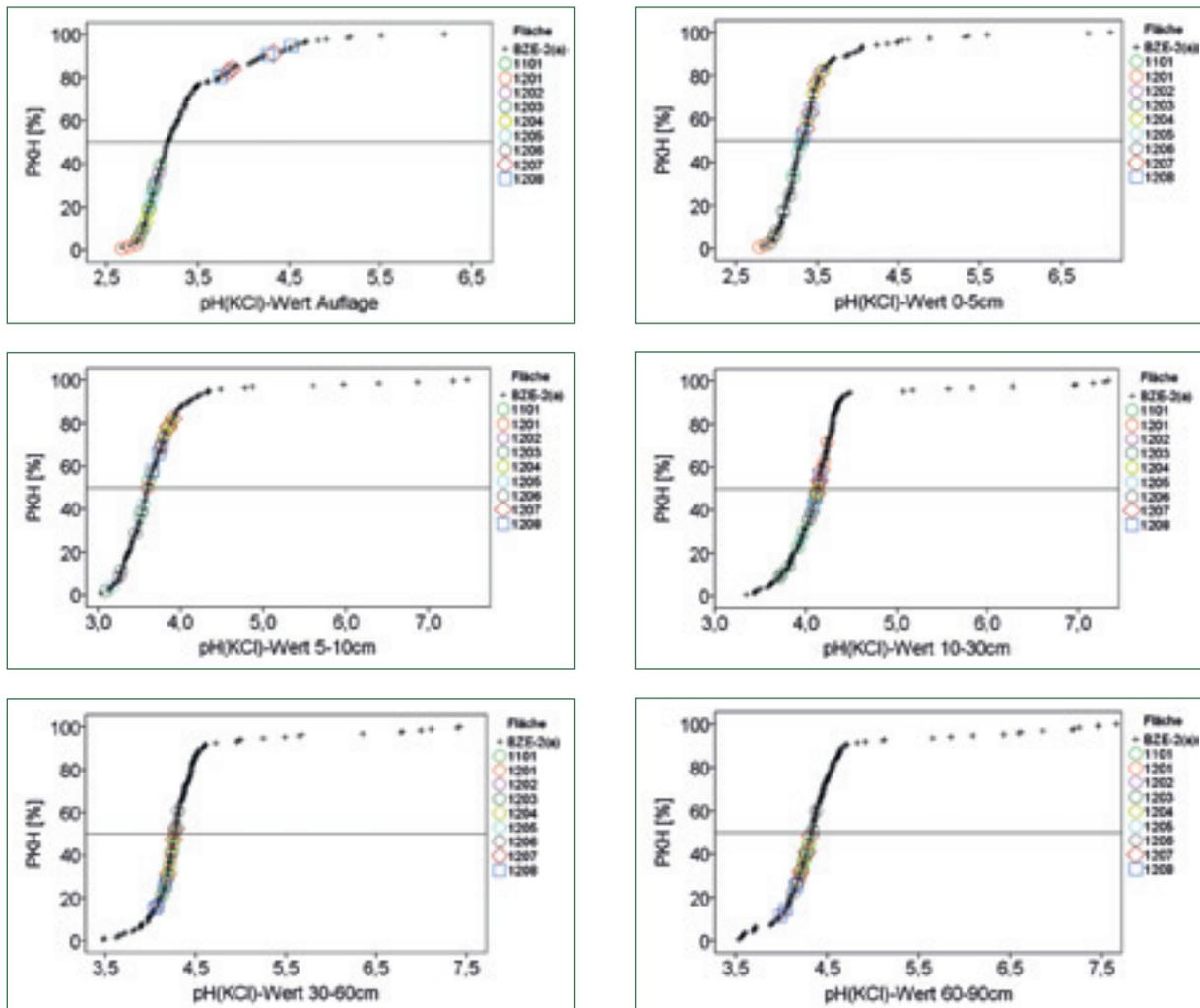


Abb. 1: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der pH(KCl)-Werte im BZE-2(a)-Kollektiv und Lage der Level II-Flächen (Aufnahme: 2010, jeweils 3 Mischproben pro Fläche) für die Tiefenstufen innerhalb 0-90 cm Tiefe; horizontale Linie = Median.

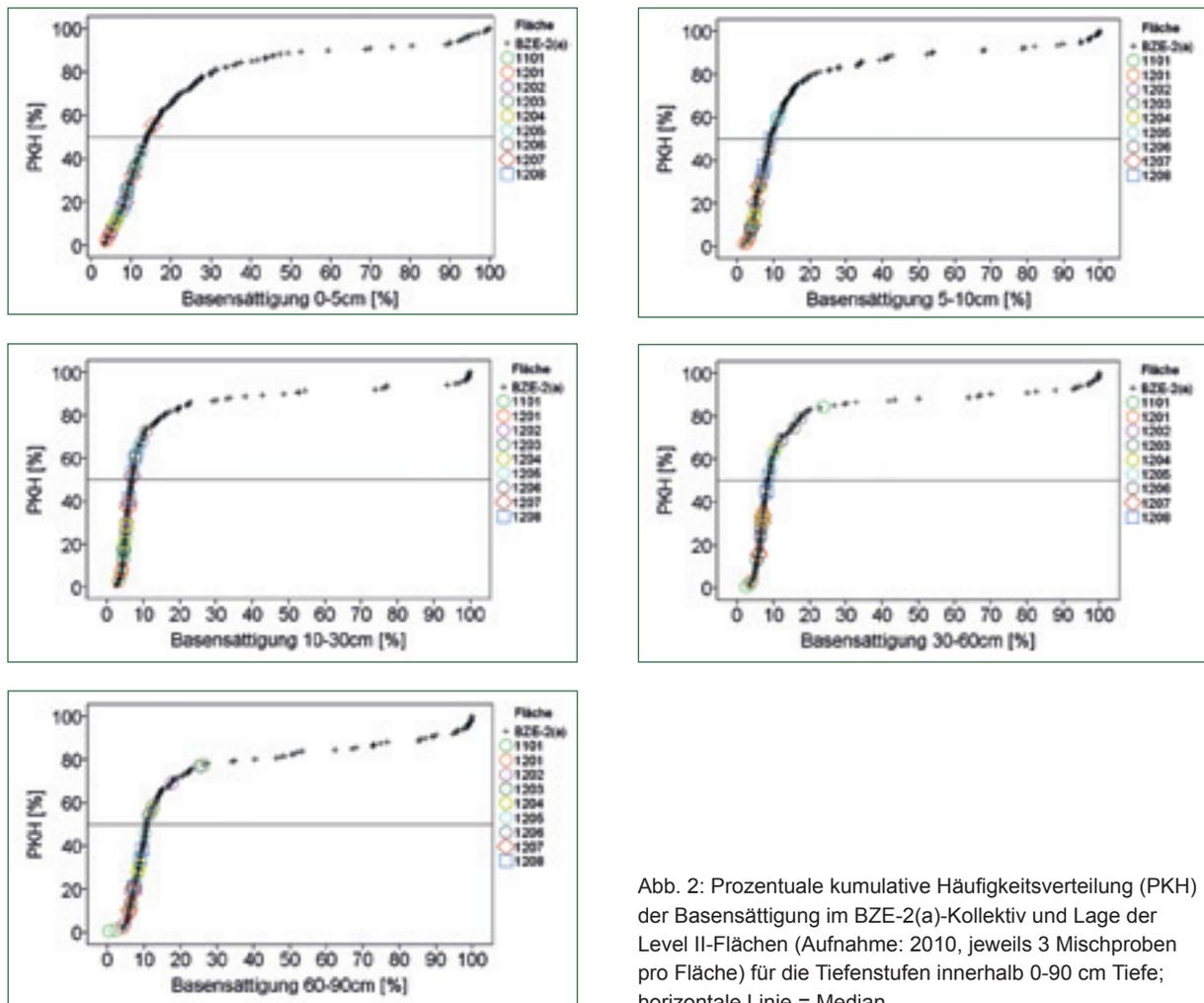


Abb. 2: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Basensättigung im BZE-2(a)-Kollektiv und Lage der Level II-Flächen (Aufnahme: 2010, jeweils 3 Mischproben pro Fläche) für die Tiefenstufen innerhalb 0-90 cm Tiefe; horizontale Linie = Median.

Basensättigungen der Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm. Hier befinden sich die Werte von jeweils zwei Mischproben am unteren und die der dritten Probe am oberen Ende der BZE-Wertespanne. Diese extreme kleinräumige Variabilität dürfte auf Anteile von Mergel in den Mischproben des Unterbodens zurückzuführen sein, der hier inselartig lokal auftritt. Bereits eine einzige kalkhaltige Teilprobe kann merklich zur Erhöhung der Basensättigung in der entsprechenden Mischprobe beitragen.

Insgesamt ist es bemerkenswert, dass die als typische Z- und M-Standorte ausgewählten Level II-Flächen bei den die Versauerung kennzeichnenden Parametern pH-Wert und Basensättigung teilweise am äußersten Rand des flächenrepräsentativen BZE-Kollektivs liegen bzw. dessen Minimumwerte in einigen Tiefenstufen sogar unterschreiten. Insbesondere die Fläche 1201, die durch extrem niedrige Basensättigungen im Oberboden auffällt, und die Fläche 1101, auf der zwei Mischproben des Unterbodens mit Basensättigungen nahe 0 % aus dem BZE-Kollektiv herausfallen, sind hier zu nennen. Aufgrund der äußerst geringen Austauschkapazität der nahezu humus- und tonmineralfreien Reinsande sind die ermittelten Basensättigungen in dieser Tiefe allerdings vorsichtig zu interpretieren.

Die Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte in Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe zeigen zum einen, dass das Wertespektrum der BZE-Punkte durch die Level II-Auswahl gut abgedeckt wird (Abb. 3). Zum anderen deuten die überwiegend relativ eng beieinander liegenden flächenbezogenen Werte darauf hin, dass die kleinräumige Variabilität im Allgemeinen geringer ist als die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen. Die Level II-Flächen repräsentieren daher spezifische Wertebereiche im Gesamtspektrum der Merkmalsausprägungen zum Humuszustand. So deckt Fläche 1201 hinsichtlich der Kohlenstoffvorräte das oberste Spektrum ab, gefolgt von Fläche 1101 und 1206. Nahe des Medians des BZE-Kollektivs befindet sich hingegen die Buchenfläche 1207, während die Eichenfläche 1208 unterdurchschnittliche Werte aufweist und etwa im 25-Perzentilbereich des BZE-Kollektivs liegt.

Bei den Stickstoffvorräten zeigt sich in etwa dasselbe Muster der Kohlenstoffvorräte, da beide Kennwerte im Wesentlichen den jeweiligen Humusvorrat der Böden widerspiegeln. Unterschiede ergeben sich aber hinsichtlich der C/N-Verhältnisse. Diese lassen auf die jeweiligen Umsetzungsbedingungen schließen. Je enger die C/N-Verhältnisse sind, desto höher ist in der Regel die Humusmineralisation und -umsetzung und

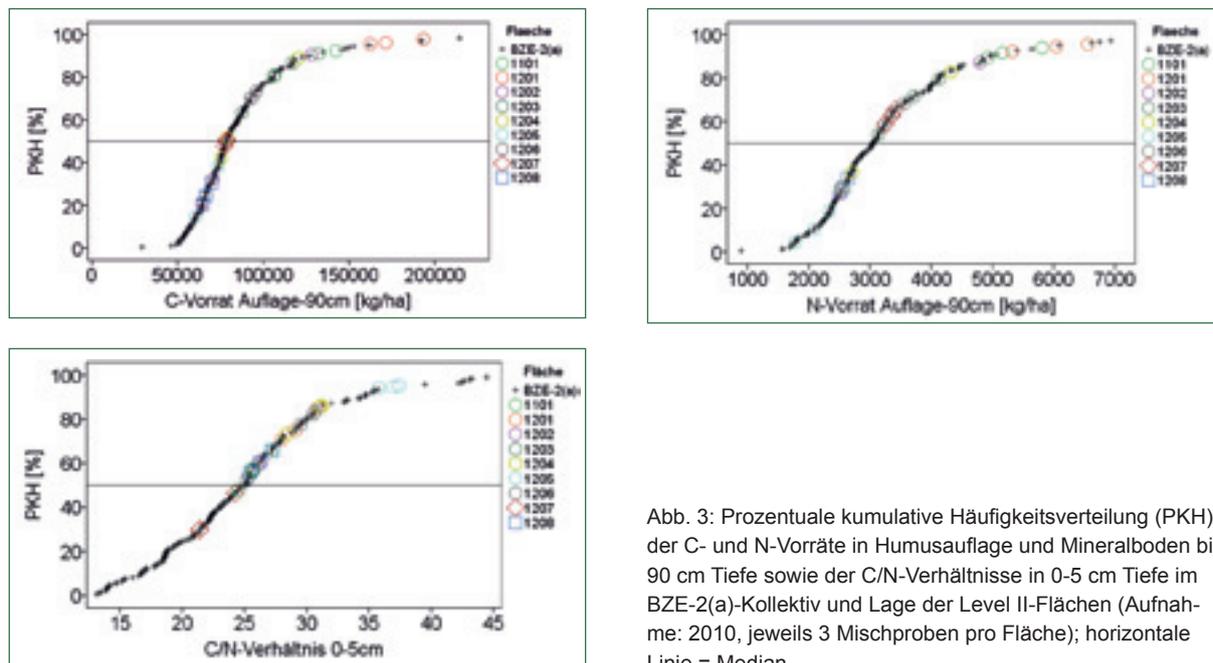


Abb. 3: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der C- und N-Vorräte in Humusauflage und Mineralboden bis 90 cm Tiefe sowie der C/N-Verhältnisse in 0-5 cm Tiefe im BZE-2(a)-Kollektiv und Lage der Level II-Flächen (Aufnahme: 2010, jeweils 3 Mischproben pro Fläche); horizontale Linie = Median.

damit die Stickstoffversorgung. Diesbezüglich finden sich die günstigsten Verhältnisse auf der Buchenfläche 1207 mit C/N-Werten unterhalb des Medians des BZE-Kollektivs. Alle anderen C/N-Verhältnisse befinden sich über dem Median mit besonders hohen Werten auf der Fläche 1205 (ca. 90-Perzentil), gefolgt von den Flächen 1206, 1204 und 1201. Die weiten C/N-Verhältnisse auf der am stärksten durch Immissionen der Braunkohleverbrennung belasteten Fläche 1205 könnten als Hinweis auf gestörte Umsetzungsbedingungen infolge toxischer Schadstoffgehalte im Humus gedeutet werden. So liegen alle untersuchten Schwermetallgehalte hier über dem 90-Perzentil der Werte des BZE-Kollektivs und geben Hinweise auf die Rolle der atmosphärischen Einträge bei der Schadstoffakkumulation im Waldboden. Die Konzentration von Chrom, das je nach Bindungsform in besonderem Maße die Stoffwechselleistung von Bodenorganismen beeinträchtigen kann, weist mit ca. 14 ppm in der Humusauflage den höchsten Wert aller BZE-Punkte auf. Anzumerken ist allerdings, dass dieser noch deutlich unterhalb des Orientierungswertes für Beeinträchtigungen von Ökosystemkomponenten von TYLER (1992) liegt, der mit 30 ppm veranschlagt wird.

4 Veränderungen des Bodenzustandes

Eines der wesentlichen Ergebnisse der aktuellen BZE-Auswertungen ist der Befund, dass die Versauerung der Waldböden im Zeitraum zwischen BZE-1- und BZE-2(a) deutlich zugenommen hat (RIEK et al. 2015a). Eine Abnahme des pH(KCl)-Wertes ist in der Humusauflage und im mineralischen Oberboden bis 30 cm Tiefe zu verzeichnen; im Unterboden ist sie nicht signifikant. Die Basensättigung als sensibler Indikator der Bodenversauerung hat in allen Tiefenstufen des untersuchten Bodenkörpers (0-140 cm Tiefe) signifikant abgenommen und die Bewertung der Calcium- und Magnesiumvorräte hat sich von überwiegend *geringen-mittleren* zu

geringen (Ca) bzw. von *geringen* zu *sehr geringen* (Mg) Werten verschoben. Als eine der Erklärungsursachen dieser offensichtlichen Bodenversauerung in relativ kurzer Zeit wird vor allem im südlichen Brandenburg die Auswaschung von ehemals durch Stäube (Flugaschen aus Braunkohlekraftwerken) eingetragenen Calcium- und Magnesiumoxiden gesehen. Eine ausgeprägte Entbasung ist vor allem auf denjenigen Böden zu verzeichnen, die zur Zeit der BZE-1 erhöhte Basensättigungsgrade aufwiesen (Abb. 4).

Regional auftretende hohe pH(KCl)-Werte in den mineralischen Oberböden der BZE-2(a)-Stichprobe bei gleichzeitig geringen Werten im Unterboden und Untergrund geben zudem deutliche Hinweise auf eine immer noch anhaltende Wirksamkeit der früheren atmosphärischen Baseneinträge. Zudem werden lokale Maxima der Basenvorräte in der aktuellen BZE-2(a)-Stichprobe in den ehemaligen Staubdepositionsgebieten im südlichen Brandenburg und im Bereich der Kalk- und Zementindustrie im Großraum Rüdersdorf gefunden. Bemerkenswert sind die natürlicherweise besonders nährstoffarmen Inventurpunkte im Wuchsgebiet Düben-Niederlausitzer Altmoränenland, die trotz Reduktion der Basensättigung zwischen BZE-1 und BZE-2 aktuell noch immer stark erhöhte Calcium- und Magnesiumanteile am Austausch aufweisen (RIEK et al. 2015a).

Mit der Industrialisierung wurde in den Mitteldeutschen und Lausitzer Revieren in wachsendem Umfang Braunkohle gefördert und zunächst als Brikett, später zunehmend als Rohbraunkohle, in den industriellen Ballungsgebieten Mitteldeutschlands, der Lausitz und Berlin verbrannt. Die Asche der Braunkohlen enthält hohe Anteile von Calcium- und Magnesiumoxid und wurde mit dem Rauchgas als Sedimentations- und Schwebstaub im Nahbereich und mit Hochschornsteinen über weite Strecken emittiert. Anhand von Eintragsuntersuchungen von den 1960er Jahren

bis heute, Förderstatistiken und einer Erhebung von Borkenproben im Rasternetz der ökologischen Waldzustandskontrolle (KALLWEIT et al. 1985) lässt sich sowohl die zeitliche als auch die räumliche Dynamik der Einträge kalkulieren. Zur Zeit der höchsten Immissionsbelastung in den 1980er Jahren wurden im Land Brandenburg im Mittel ca. 50 kg/ha/a an Calcium in die Kiefernbestände eingetragen. Der mittlere kumulative Calciumeintrag von 1945 bis 1990 errechnet sich nach diesem Ansatz in der Größenordnung von 2,2 t/ha. Dieses entspricht einer Kalkmenge von im Mittel 6 t/ha (CaCO₃-Anteil: 90 %) im Zeitraum von 45 Jahren, womit ein großer Teil der sauren Schwefeleinträge abgepuffert werden konnte. Mit dem Wegfall der Einträge nahmen die akkumulierten mobilen Anionen der Schwefelsäure mit der Auswaschung aus dem Oberboden die entsprechenden Mengen an Kationen Calcium und Magnesium mit in den Sickerwasserströmung, sofern sie nicht biogen gebunden werden konnten.

Allerdings lassen die BZE-2-Daten lokal auch in den geringer von basenhaltigen Staubeinträgen betroffenen Regionen im nördlichen Brandenburg gewisse Abnahmen der Basensättigung erkennen, die somit weniger durch vorausgegangene Aufbasung und Sulfateinträge zu erklären sind.

Hinsichtlich des C- und N-Haushaltes geben die BZE-Daten klare Hinweise auf Veränderungen des Humuszustandes. Im Inventurzeitraum sind die Kohlenstoffvorräte der brandenburgischen Waldböden deutlich angestiegen (Abb. 5). Besonders zu beachten ist hierbei, dass sich die C-Vorräte zur Zeit der BZE-1 im bundesweiten Vergleich in Brandenburg auf niedrigstem Niveau befanden. Neben natürlichen Faktoren (Ausgangsgestein, Klima) erklärt sich dieses durch die vorausgegangene intensive Nutzung und Bodendegradation durch Streuentnahmen und Kahlschlagwirtschaft. Die zunehmend humusschonendere Bewirtschaftung der Bestände und der Unterbau mit Laubholzarten dürften seither zu einer Entspannung der Humusmanagementsituation geführt haben.

Bodenökologische Ursachen für die hohe Akkumulation von organischer Bodensubstanz können in der Zunahme der Bodenazidität sowie in nachweislich häufigeren Trockenperioden gesehen werden, da sich beide Faktoren hemmend auf den mikrobiellen Humusabbau auswirken. Anhand von Level II- und DWD-Daten lässt sich für 10-jährige Zeiträume vor der BZE-1 bzw. BZE-2 eine Zunahme von Trockenphasen zu Beginn der Vegetationsperiode nachweisen (Abnahme der kumulativen Klimatischen Wasserbilanz in den Monaten April – Juni um durchschnittlich 78 mm). Die damit einhergehende Austrocknung des Oberbodens, der aufgrund seiner Hydrophobie in den Folgemonaten kaum wieder befeuchtet wird, könnte bewirkt haben, dass der für die Mineralisation wichtige Wechsel von Trocken- und Feuchtphasen seltener wirksam war. Auch wenn eine generelle Tendenz zu deutlichen Kohlenstoffzunahmen als gesichert gelten kann, erscheint das Niveau der Zunahmen von teilweise mehr als 1 t/ha/a im Vergleich mit entsprechenden internationalen Literaturdaten (BARITZ et al. 2011) als wahrscheinlich zu hoch.

Während die Kohlenstoffvorräte bei der BZE-2-Erhebung stark zugenommen haben, änderten sich die Stickstoffvorräte nur wenig, sodass gegenüber der BZE-1 aktuell signifikant weitere C/N-Verhältnisse zu beobachten sind. Natürlicherweise korrespondieren weite C/N-Verhältnisse mit niedrigen pH-Werten bzw. Basensättigungen und umgekehrt. Durch anthropogene Stickstoffdeposition, Säure- oder Baseneinträge kam es in der Vergangenheit zur Überlagerung dieser natürlichen Zusammenhänge und zur Nivellierung von bodenchemischen Eigenschaften (RIEK et al. 2002). Die nunmehr konstatierte Bodenversauerung bei gleichzeitig erweiterten C/N-Verhältnissen kann formal dahingehend gedeutet werden, dass sich im Zeitraum zwischen den BZE-Inventuren tendenziell wieder naturnähere Zustände eingestellt haben. Die Gegenüberstellung der aus den C/N-Verhältnissen bzw. pH-Werten abgeleiteten Stickstoff- und Basenstufen nach SEA95 (SCHULZE 1996) weisen auf eine Zunahme von „harmonischen“ Oberbodenzuständen hin (Tab. 2). Zur

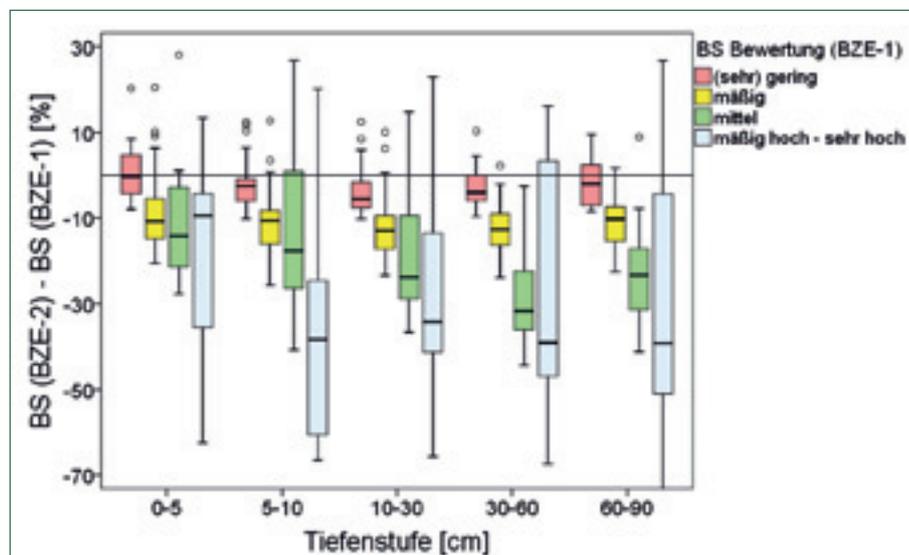


Abb. 4: Differenz der Basensättigung (BS) aus BZE-2 und BZE-1 stratifiziert nach Tiefenstufe und Bewertungsstufe der Basensättigung zur Zeit der BZE-1 (nach AK STANDORTSKARTIERUNG 2003); ohne Berücksichtigung von hydromorphen und carbonathaltigen Böden.

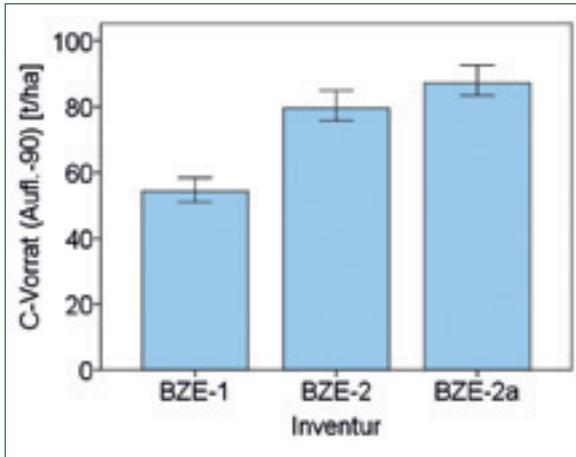


Abb. 5: Kohlenstoffvorräte zur Zeit der BZE-1 (1992), BZE-2 (2007) und BZE-2a (2009).

Zeit der BZE-1 konnte für 39 % der BZE-Stichprobe ein Gleichgewicht zwischen Säure- und Basenstufe konstatiert werden, bei der BZE-2(a) für 61 %. Die Fälle mit „disharmonischen“ Relationen aufgrund von erhöhten Stickstoffwerten haben sich kaum verändert (BZE-1: 15 % der Punkte, BZE-2(a): 16 %). Deutlich hat indes

die Zahl „disharmonischer“ Verhältnisse aufgrund von erhöhten Basenstufen zwischen den Inventuren abgenommen (BZE-1: 46 %, BZE-2(a): 23 %).

Die flächenrepräsentativen Befunde der BZE finden sich zum Teil auch auf den Level II-Flächen wieder. Ein Zeitvergleich ist für die Kiefernflächen 1201 bis 1206 möglich; die anderen Flächen wurden später in die Auswahl aufgenommen und bodenkundlich bislang nur einmal untersucht. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs pro Fläche können Unterschiede nur für die Gesamtstichprobe aller Bodenproben statistisch abgesichert werden.

Auf den Einzelflächen haben sich die pH(KCl)-Werte des Mineralbodens im Zeitraum zwischen 1995 und 2010 unterschiedlich entwickelt. Bedeutende pH-Abnahmen treten bei allen Flächen vor allem in den Humusaufgaben auf. Bei Fläche 1206 sind auffällige Abnahmen in allen Tiefenstufen bis 30 cm Tiefe zu verzeichnen (Abb. 6).

Vergleiche der Basensättigung lassen sich für vier Flächen (1201, 1204, 1205, 1206) durchführen (Abb. 7). Da die Analyse der austauschbaren Kationen im

Tab. 2: Einordnung der BZE-1- und BZE2(a)-Punkte in Stickstoff- und Basenstufen nach SEA95 (SCHULZE 1996); grün: N-Stufe = B-Stufe („Harmonie“), blau: B-Stufe > N-Stufe (Hinweis auf Baseneintrag), rot: N-Stufe > B-Stufe (Hinweis auf Stickstoffeintrag).

BZE-2(a)			B-Stufe					Gesamt	
			b1-b4	b5	b6	b7	b8		
N-Stufe	n1,n2	[n]	1	0	0	0	0	1	
		[%]	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	
	n3	[n]	49	20	9	0	1	79	
		[%]	15,3 %	6,2 %	2,8 %	0,0 %	0,3 %	24,6 %	
	n4	[n]	125	20	8	1	0	154	
		[%]	38,9 %	6,2 %	2,5 %	,3 %	0,0 %	48,0 %	
	n5	[n]	39	16	6	5	0	66	
		[%]	12,1 %	5,0 %	1,9 %	1,6 %	0,0 %	20,6 %	
	n6	[n]	3	6	3	3	0	15	
		[%]	0,9 %	1,9 %	0,9 %	0,9 %	0,0 %	4,7 %	
	n7	[n]	0	2	1	2	1	6	
		[%]	0,0 %	0,6 %	0,3 %	0,6 %	0,3 %	1,9 %	
	Gesamt		[n]	217	64	27	11	2	321
			[%]	67,6 %	19,9 %	8,4 %	3,4 %	0,6 %	100,0 %

BZE-1			B-Stufe					Gesamt	
			b1-b4	b5	b6	b7	b8		
N-Stufe	n3	[n]	1	6	0	2	0	9	
		[%]	0,7 %	4,1 %	0,0 %	1,4 %	0,0 %	6,1 %	
	n4	[n]	12	34	9	1	0	56	
		[%]	8,2 %	23,1 %	6,1 %	0,7 %	0,0 %	38,1 %	
	n5	[n]	10	39	11	0	0	60	
		[%]	6,8 %	26,5 %	7,5 %	0,0 %	0,0 %	40,8 %	
	n6	[n]	0	10	4	3	1	18	
		[%]	0,0 %	6,8 %	2,7 %	2,0 %	0,7 %	12,2 %	
	n7	[n]	0	2	0	1	0	3	
		[%]	0,0 %	1,4 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	2,0 %	
	n8	[n]	0	0	0	0	1	1	
		[%]	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	,7 %	
	Gesamt		[n]	23	91	24	7	2	147
			[%]	15,6 %	61,9 %	16,3 %	4,8 %	1,4 %	100,0 %

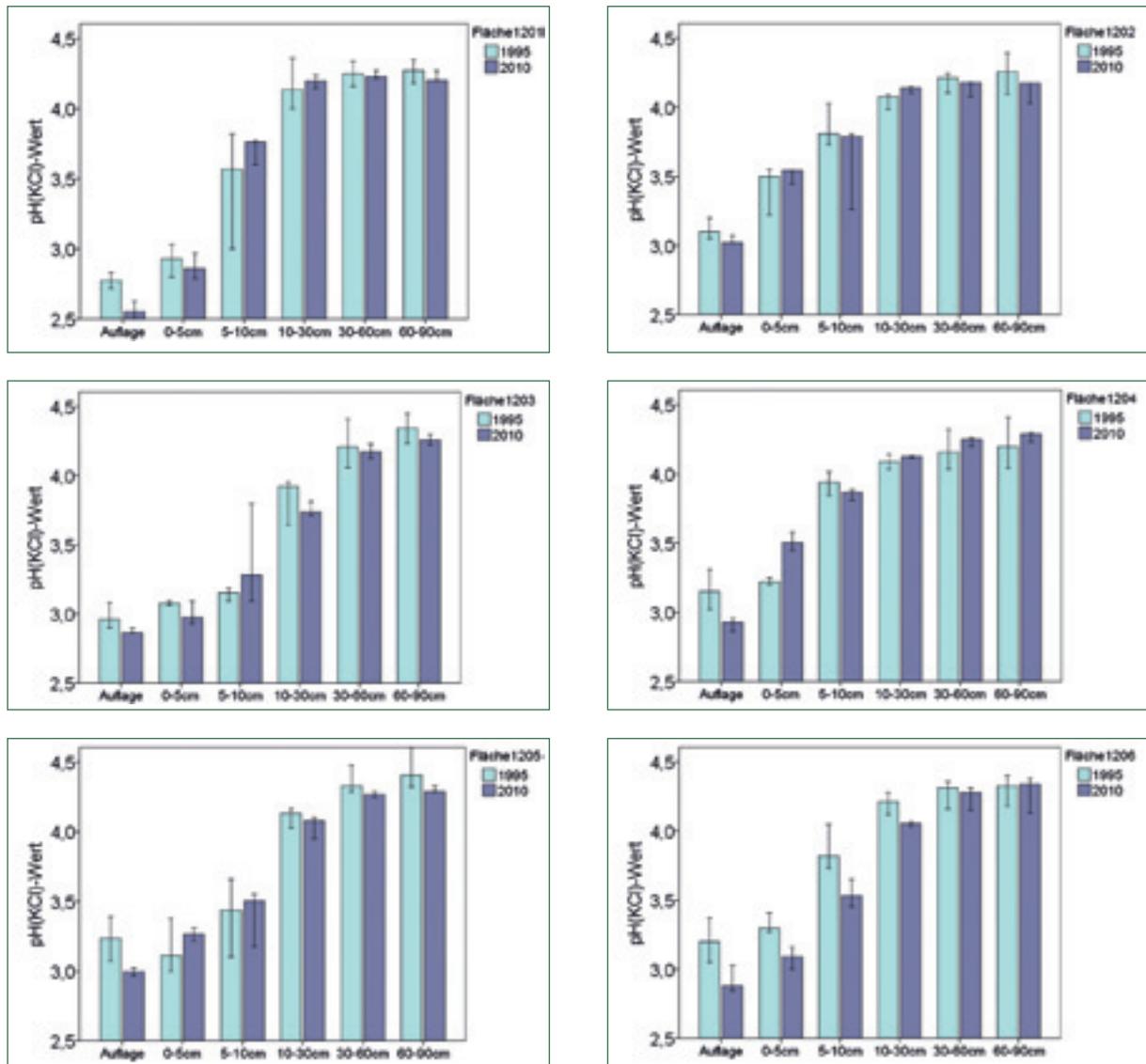


Abb. 6: Tiefenstufenweiser Vergleich der pH-Werte aus Erst- und Wiederholungsinventur der Level II-Flächen.

NH₄Cl-Extrakt an Archivproben durchgeführt werden mussten und für die Flächen 1202 und 1203 kein geeignetes Probenmaterial mehr verfügbar war, fehlen Angaben zu diesen Flächen. Wie in Abschnitt 2 dargestellt, ist insbesondere bei den Basensättigungen die eingeschränkte Vergleichbarkeit der Analysedaten aus Erst- und Wiederholungsinventur zu beachten. Insgesamt ist in 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe bei allen Flächen tendenziell von Abnahmen der Basensättigung auszugehen. Für den Unterboden sind die Veränderungen indes indifferent. Deutliche Abnahmen sind für Fläche 1205 im Gesamtprofil zu verzeichnen. Diese Fläche steht in besonderem Maße für die durch basische Stäube und Schwefeleinträge aus der Braunkohleindustrie in den 1970er und 1980er Jahren belasteten Standorte. Hier ist die besonders starke Verringerung der Basensättigung im mineralischen Unterboden als Folge der Auswaschung von atmo-gen eingetragenen

basischen Kationen zu sehen (vgl. Beitrag HANNEMANN et al. in diesem Band).

Auf den Level II-Flächen kann unter Berücksichtigung aller Mischproben von einer mittleren Zunahme der Kohlenstoffvorräte von 1,2 t/ha/a ausgegangen werden (Abb. 8). Gleichwohl sind auf den Flächen 1202 und 1205 leichte Abnahmen zu verzeichnen. Für Stickstoff errechnen sich für die Gesamtstichprobe nicht signifikante Zunahmen in Höhe von durchschnittlich 24 kg/ha/a gegenüber 13 kg/ha/a im BZE-Kollektiv (Abb. 8). Auch die C/N-Verhältnisse auf den Level II-Flächen verhalten sich wie die der BZE-Standorte und haben überwiegend deutlich zugenommen. Von einer Erweiterung der C/N-Verhältnisse sind alle Einzelflächen in fast jeder der dargestellten Tiefenstufen betroffen (Abb. 9).

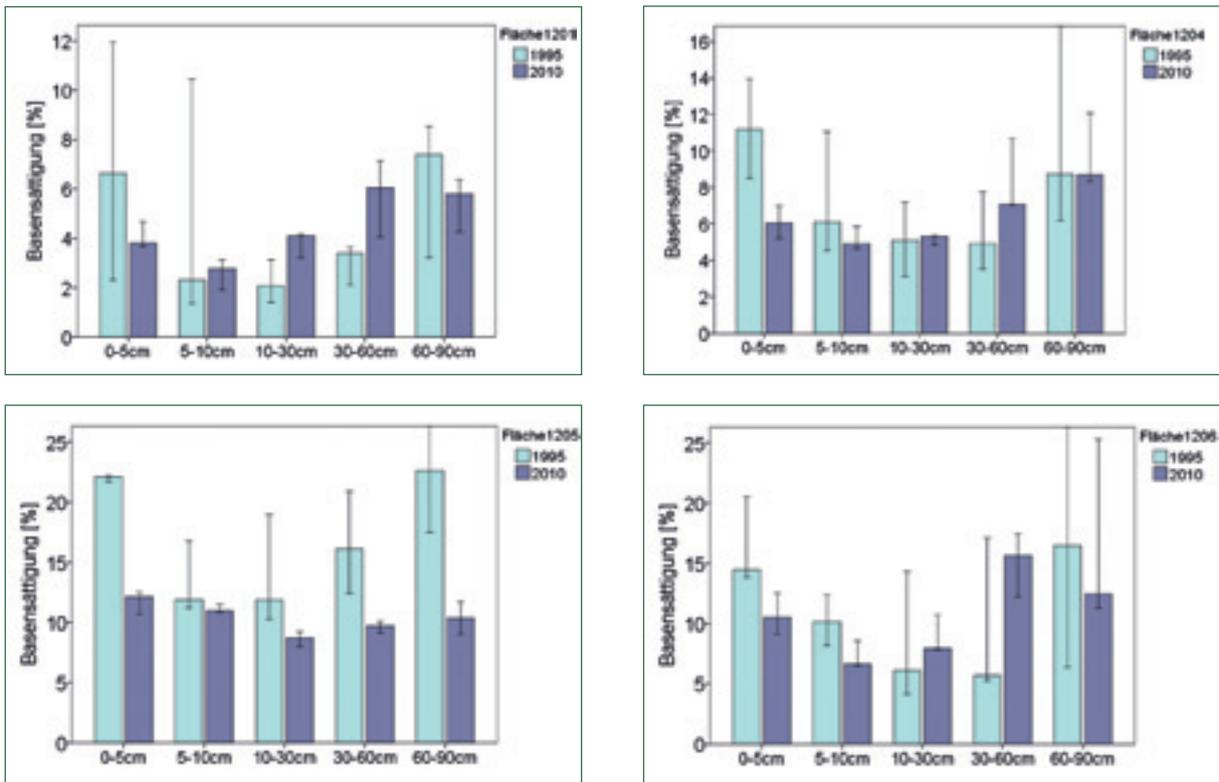


Abb. 7: Tiefenstufenweiser Vergleich der Basensättigung aus Erst- und Wiederholungsinventur der Level II-Flächen

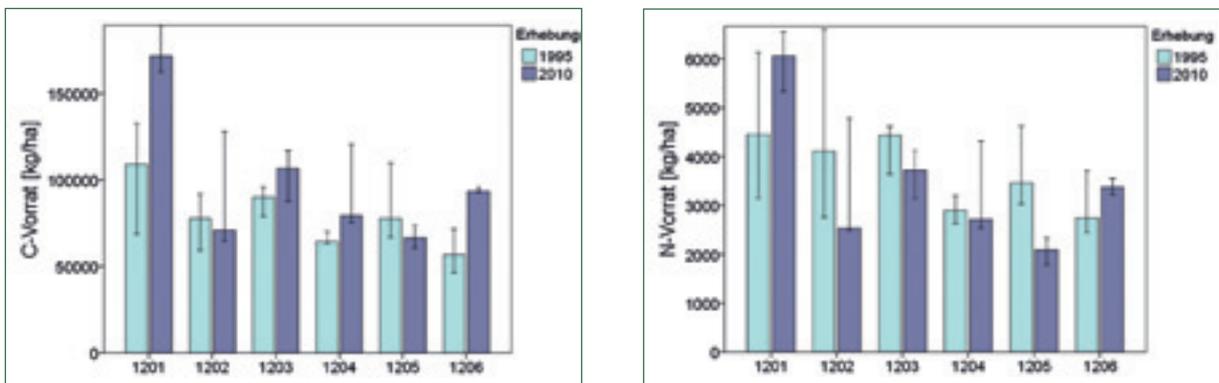


Abb. 8: C- und N-Vorrat aus Erst- und Wiederholungsinventur der Level II-Flächen.

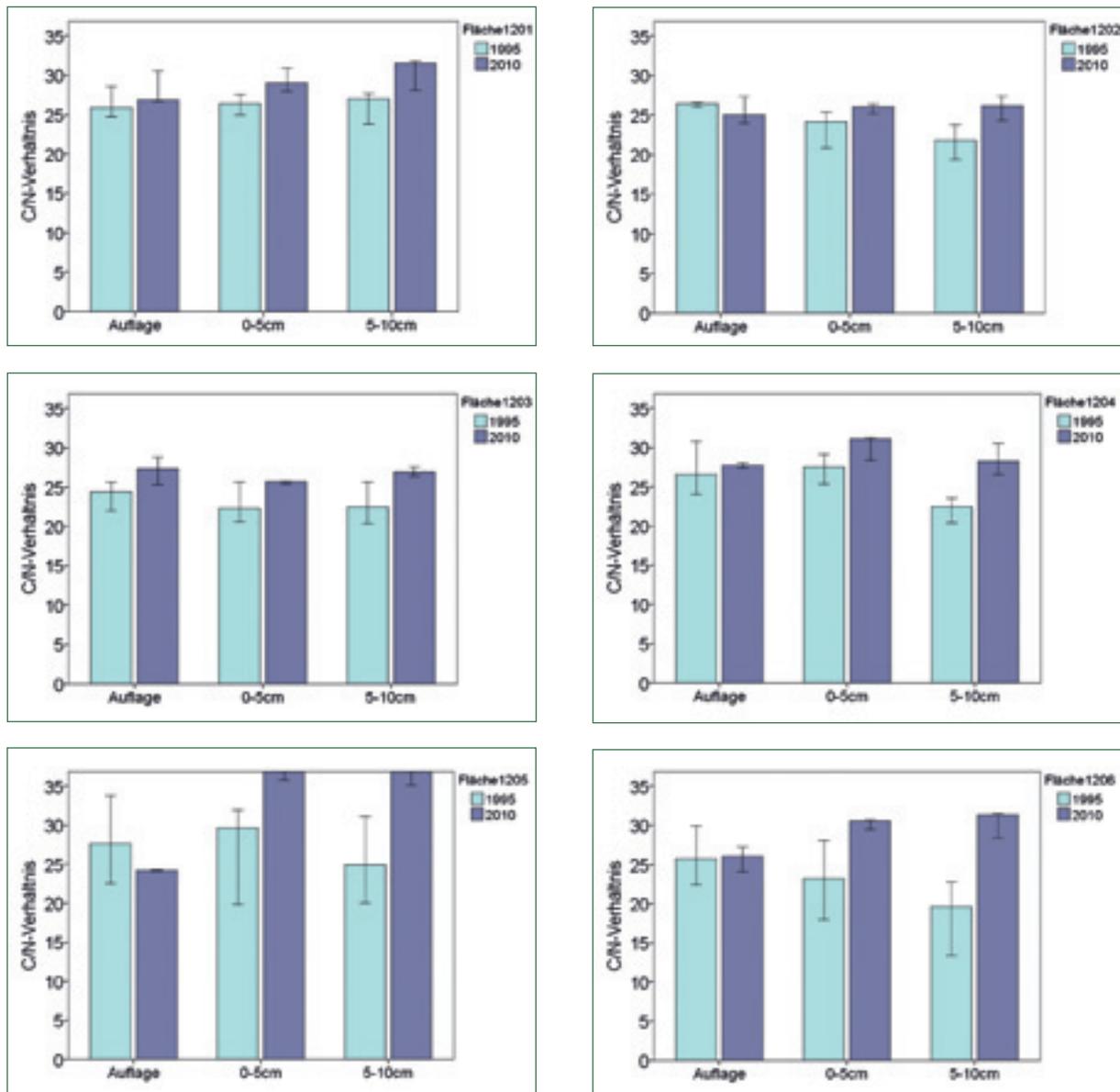


Abb. 9: C/N-Verhältnis in Auflage, 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe aus Erst- und Wiederholungsinventur der Level II-Flächen.

5 Kennwerte der Bodenlösungsphase

Im Level II-Programm ist die chemische Analyse der wässrigen Phase des Bodens für die Berechnung von Stofffrachten und Stoffbilanzen notwendig (vgl. HANNEMANN et al. in diesem Band). Die Chemie der Bodenlösung wird durch atmosphärische Stoffeinträge sowie Austauscher- und Rhizosphärenprozesse gesteuert und ist ein wichtiger Indikator für den bodenchemischen Zustand. Da die Messung zeitlich relativ hoch aufgelöst erfolgt, ergeben sich aufgrund der Dynamik der Messgrößen und daraus aggregierten Kennwerte Möglichkeiten, auf die ablaufenden Bodenprozesse zu schließen.

Die in der Bodenlösung gemessenen Kationen stehen im Gleichgewicht mit den austauschbar gebundenen Kationen an negativ geladenen Oberflächen der Bodenfestphase. Die Zusammensetzung der Bodenlösung unterliegt (jahres-)zeitlichen Schwankungen. In

feuchten Perioden mit hohen Bodenwassergehalten kommt es zu einer Verdünnung der Stoffkonzentrationen, in Trockenperioden hingegen zur Aufkonzentrierung der gelösten Stoffe. Auch während des Durchflusses durch den Bodenkörper verändert sich die Zusammensetzung der Bodenlösung aufgrund von mikrobiellen Umwandlungs-, Verwitterungs- und Pufferprozessen, sodass sich die Stoffkonzentrationen in den unterschiedlichen Entnahmetiefen des Bodenprofils unterscheiden.

Für die Level II-Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205 liegen Bodenlösungsdaten von 1997 bis heute vor. Auf den anderen Flächen sind die Erhebungszeiträume kürzer infolge des späteren Beginns (Fläche 1207: 2002, 1208: 2003, 1101: 2004) bzw. durch die Einschränkung des Untersuchungsprogramms seit 2008 (Flächen 1201 und 1206). Für die vorliegenden Auswertungen wurden die Messwerte aus den Tiefen 15 cm, 70 cm und 250 cm der Flächen 1202, 1203,

1204 und 1205 verwendet. Da häufig aufgrund von Bodentrockenheit, Lufteintritt und technischen Ausfällen keine Bodenlösung gewonnen werden konnte und zudem durch den Ausschluss offensichtlich fehlerhafter Analyseergebnisse weitere Datenlücken entstanden, mussten für zahlreiche Perioden entsprechende Schätzungen erfolgen. Hierzu wurde eine gleitende Medianberechnung durch die Wahl variabler Aggregationszyklen in Abhängigkeit von der Datendichte (zeitlicher Abstand der vorliegenden Messdaten) vorgenommen (Abb. 10). Die Berechnung des Medians oder auch anderer statistischer Parameter erfolgte dabei in dem durch die Messzykluslänge vorgegebenen Zeitfenster. Damit konnten aggregierte (gemittelte) Wertepaare für das Datum und die Sickerwasserkonzentration generiert werden. Dieses Vorgehen nivelliert zwar Extremwerte, erscheint aber beispielsweise für Trendaussagen sinnvoll.

In Abb. 11 sind die Konzentrationen von Sulfat, Calcium und Magnesium sowie Ammonium und Nitrat als geglättete Jahreswerte (Mediane) dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Extremwerte der diesen geglätteten Verläufen zugrunde liegenden Einzelmessungen hiervon teilweise deutlich abweichen können.

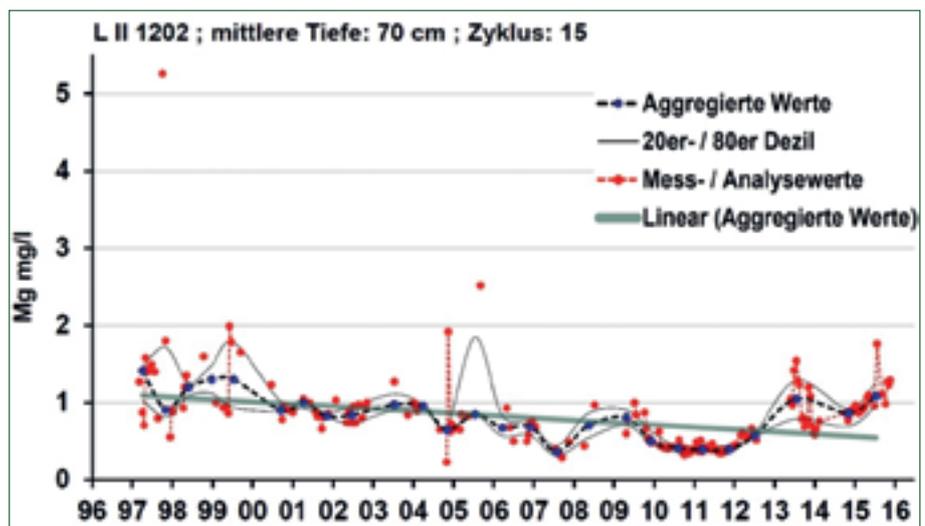
Unter den Anionen dominiert Sulfat in der Bodenlösung insbesondere mit Blick auf die Messwerte der ersten ca. fünf Jahre des Beobachtungszeitraums. Im Vergleich der Flächen spiegeln die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen in 250 cm Tiefe deutlich die regionalen Unterschiede der historisch mehr oder weniger hohen atmosphären Schwefeleinträge wider. Demnach befinden sich die Werte auf den nördlichen Flächen 1202 und 1203 zu Beginn der Zeitreihe nur geringfügig über dem aktuellen Niveau, während sich die in Südbrandenburg gelegenen Flächen – insbesondere die besonders stark von Schwefel- und Staubdepositionen belastete Fläche 1205 – um ein Vielfaches über den heutigen Messwerten befinden. Die Zeitreihen zeichnen auf allen Flächen sehr deutlich den für die Depositionen beobachteten Trend zur Abnahme der Schwefelbelastung nach. Seit etwa 2010 unterscheiden sich die Flächen nicht mehr und die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen lie-

gen relativ konstant bei etwa 6 mg/l. Der Indikatorwert der TrinkwV (2013) in Höhe von 250 mg/l $\text{SO}_4\text{-S}$ wird selbst von den höchsten auf Fläche 1205 zu Beginn der Zeitreihe auftretenden Werten nicht überschritten.

Für die Elemente Calcium und Magnesium stellen sich die Flächenunterschiede und der Verlauf der Zeitreihen ähnlich dar wie für Sulfat. Die enge Assoziation dieser Kationen zu dem in der Bodenlösung dominierenden Sulfat-Anion wird auch durch das Streudiagramm in Abb. 12 veranschaulicht. Die stark von basischen Stäuben belastete Fläche 1205 lässt zu Beginn der Zeitreihe vergleichsweise sehr hohe Konzentrationen erkennen, die sich im Verlauf der Messjahre den Werten der anderen Flächen annähern bzw. diese aktuell sogar unterschreiten. Eine tendenzielle Abnahme der Ca- und Mg-Konzentrationen lässt sich über die gesamte Zeitreihe auch auf den Flächen 1202, 1203 und 1204 absichern.

Die in 250 cm Tiefe zeitweise zu beobachtenden hohen Ammoniumgehalte (Abb. 11) lassen sich nicht unmittelbar mit herkömmlichen Annahmen zu Stickstoff-Umsetzungsprozessen in Übereinstimmung bringen. Neben der gewöhnlich mit der Tiefe zunehmenden Nitrifikation ist auch aufgrund der gegenüber NO_3^- bevorzugten Aufnahme von NH_4^+ durch die Wurzeln mit stark abfallenden Tiefengradienten von NH_4^+ zu rechnen. Die in größerer Bodentiefe beobachteten vergleichsweise hohen Ammoniumgehalte könnten eventuell auch im Zusammenhang mit der Ammonifikation gelöster organischer Substanz während der Probenlagerung/-gewinnung erklärt werden. Andererseits beobachteten beispielsweise auch BRUMME und KHANNA (2009) an stark sauren Standorten im Mittel vergleichbar hohe NH_4^+ -Konzentrationen in der Bodenlösung und führten dies auf das Fehlen von nitrifizierenden Bakterien zurück. Insgesamt ist die Interpretation der Stickstoff-Peaks in der Zeitreihe monokausal nicht immer eindeutig. Die hohen Ammoniumkonzentrationen im Jahr 2011 lassen sich möglicherweise mit der ausgeprägten Frühjahrstrockenheit in Verbindung bringen (BISSELL et al. 2012) die zu insgesamt sehr geringen Zuwächsen in diesem Jahr auch an den Level II Flächen in

Abb. 10: Exemplarische Darstellung der zeitlichen Interpolation von Messwerten der Bodenlösung am Beispiel der Magnesiumkonzentrationen in der Tiefe 70 cm von Fläche 1202 (Glättungsintervall = 15 Messzyklen à 14 Tage).



Brandenburg führte (vgl. Beitrag DEGENHARDT in diesem Band). Denkbare Kausalzusammenhänge wären die verringerte Aufnahme von Stickstoff durch die Bäume oder aber eine verstärkte Stickstofffreisetzung infolge möglicher Absterbeerscheinungen von Wurzeln.

Der sehr deutliche Peak in der Nitratzeitreihe im Zeitraum 2002/2003 kann bei der Fläche 1203 durch eine Nonnenkalamität erklärt werden. Zudem lassen sich

die erhöhten Stickstoffkonzentrationen möglicherweise mit den spezifischen Witterungsverläufen in diesen beiden Jahren in einen Zusammenhang bringen (2002 äußerst feucht, 2003 äußerst warm).

Die zu beobachtenden jährlichen Mittelwerte der Ammoniumkonzentration überschreiten mehrfach den Indikatorwert der TrinkwV (2013) von 0,5 mg/l ($\text{NH}_4\text{-N} > 0,39 \text{ mg/l}$). Der Richtwert für Nitrat von 50 mg/l ($\text{NO}_3\text{-N}$)

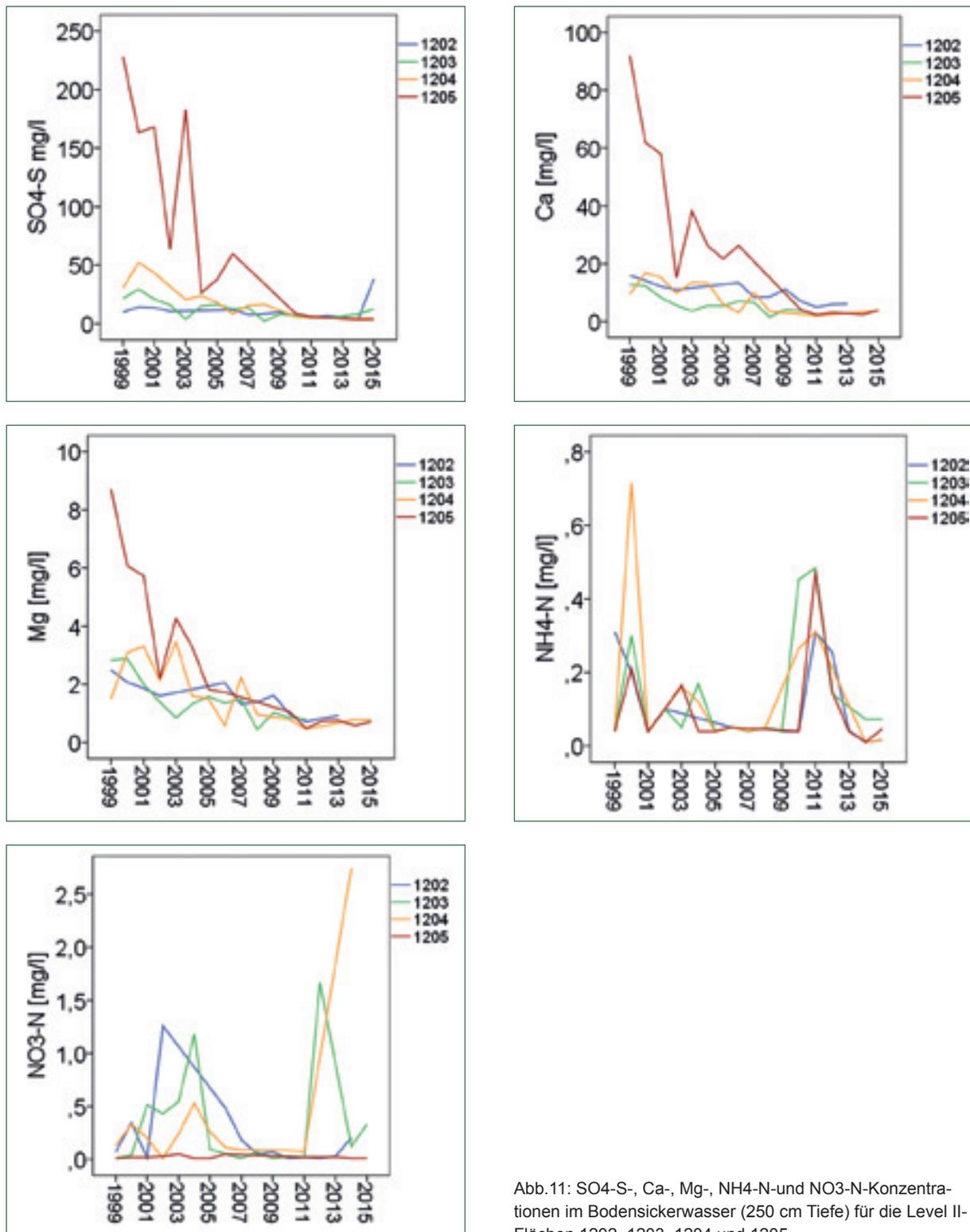


Abb.11: $\text{SO}_4\text{-S}$ -, Ca -, Mg -, $\text{NH}_4\text{-N}$ -und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodensickerwasser (250 cm Tiefe) für die Level II-Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205.

> 11 mg/l) wird hingegen von den Jahreswerten nicht überschritten. Kritische N-Konzentrationen (NH₄-N + NO₃-N > 0,2 mg/l) für Vegetationsveränderungen bezogen auf Nadelwald nach UN/ECE (1993) werden auf der historisch am stärksten von atmosphärischen Stickstoffeinträgen belasteten Fläche 1204 von 88 % der Werte überschritten; bei Fläche 1202 von 69 %, bei Fläche 1203 von 21 % und bei Fläche 1205 von 42 % der Werte.

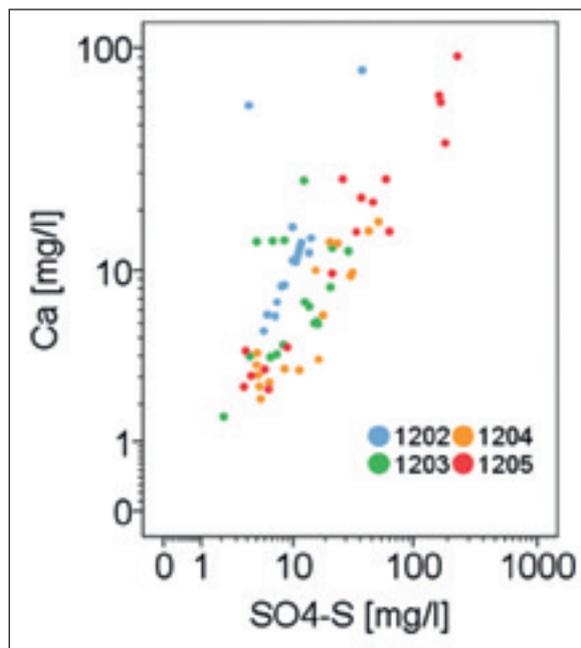


Abb. 12: Streudiagramm der SO₄-S- und Ca-Konzentrationen in der Bodenlösung differenziert für die Level II-Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205.

Für die Risikobewertung hinsichtlich toxischer Aluminiumkonzentrationen im Wurzelraum wurden die organischen und anorganischen Aluminiumspezies aus den Al-Gesamtgehalten, der DOC-Konzentration sowie dem pH-Wert auf Grundlage der Gleichgewichtsreaktionen nach PEARSON et al. (1992) und dem empirischen Modell von BACKES und TIPPING (1987) berechnet. Entsprechend WARVINGE und SVERDRUP (1995) ergibt sich das BC/Al-Verhältnis dann aus den Stoffmengenkonzentrationen der einzelnen Spezies als:

$$BC/Al = \frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + \frac{1}{2}[K^+]}{\frac{3}{5}[Al^{3+}] + \frac{2}{5}[Al(OH)^{2+}] + \frac{1}{5}[Al(OH)_2^+]}$$

Für die Beurteilung von Säurestress gelten nach UN/ECE (1993, 2004) folgende kritischen Schwellenwerte für das Verhältnis zwischen basischen Kationen und Aluminium (BC/Al_{anorg}), die Konzentration von Aluminium in anorganischer Form und den pH-Wert:

$$BC/Al_{anorg} > 1 \text{ [mol/mol]}$$

$$Al_{anorg} < 2 \text{ mg/l}$$

$$pH > 4$$

Für das BC/Al-Verhältnis geben SVERDRUP und WARVINGE (1993) zudem baumartenspezifische Schwellenwerte von 1,2 für Kiefer und 0,6 für Eiche und Buche an. Diese Werte basieren auf Untersuchungen an Sämlingen und geben den Bereich an, ab dem das Wachstum auf 80 % des ohne Al-Stress zu beobachtenden Wachstums reduziert wird.

Der Anteil des anorganischen Aluminiums am gesamten Aluminium steigt mit zunehmender Bodentiefe (Abb. 13). Im humosen Oberboden (15 cm Tiefe) und auch im Unterboden (70 cm Tiefe) ist Aluminium größtenteils organisch komplexiert, was dessen Toxizität reduziert. Im humusfreien Untergrund (250 cm Tiefe) ist die Variation sehr groß und es treten durchschnittlich gleiche Anteile von organisch und anorganischen Al-Spezies auf.

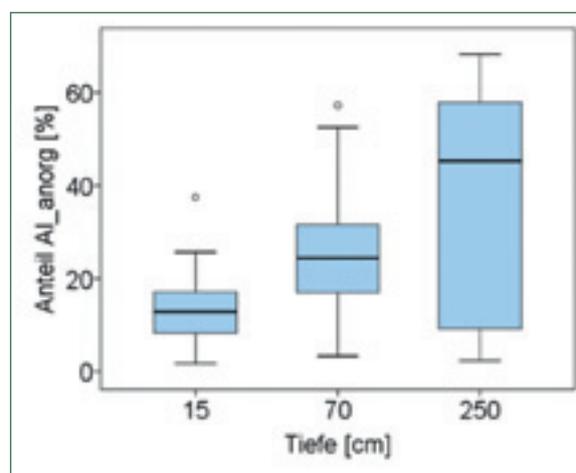


Abb. 13: Prozentualer Anteil von anorganischem Aluminium am Al-Gesamtgehalt bei den Level II-Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205 im Zeitraum 2001 – 2015 in Abhängigkeit von der Messtiefe.

Die Berechnung der in Abb. 14 dargestellten Histogramme der genannten Stresskennwerte erfolgte für den Hauptwurzelraum der Level II-Flächen unter Berücksichtigung der Messwerte aus 15 cm und 70 cm Tiefe. Die dargestellten Werte umfassen den Zeitraum ab 2001. Für die Jahre davor liegen keine DOC-Messungen vor, die für die Kalkulation der anorganischen Al-Komponente benötigt werden. Unter der Schwelle von BC/Al_{anorg} = 1 werden Beeinträchtigungen der Vegetation durch Wurzelschäden und die Behinderung der Nährstoffaufnahme zunehmend wahrscheinlich (UN/ECE 1993, 2004). Es zeigt sich, dass dieser konventionelle Schwellenwert im betrachteten Untersuchungszeitraum im Hauptwurzelraum nicht unterschritten wurde und somit schädliche Wirkungen des ionaren Aluminiums der Bodenlösung weitgehend auszuschließen sind. Dieses wird durch die Histogramme sowohl der pH-Werte als auch der Al_{anorg}-Konzentrationen bestätigt. Von sehr wenigen Ausnahmen abgesehen, werden die kritischen Schwellenwerte im betrachteten Zeitraum auf den Level II-Flächen nicht unter- bzw. überschritten.

Im Rahmen der BZE-Auswertung wurden ebenfalls BC/Al_{anorg} -Verhältnisse mit Hilfe des geochemischen Modells *PROFILE* (Version 4.3, ÖKO-DATA 2002) für 20 exemplarische BZE-Punkte für alle Tiefenstufen der BZE-Aufnahmen geschätzt. Eine detaillierte Darstellung der verwendeten Eingangsdaten und getroffenen Annahmen kann dem Methodikteil des *Waldbodenberichts Brandenburg* (RIEK et al. 2015a) entnommen werden. Diese Auswertung unterstützt die dargestellten Befunde zur Bodenlösung von Level II-Flächen, insofern als im Hauptwurzelraum keine kritischen BC/Al_{anorg} -Verhältnisse zu verzeichnen sind. In der Tiefenstufe 60-90 cm treten bei sehr geringer Variationsbreite gehäuft Werte unterhalb der gängigen baumartenspezifischen Schwellenwerte auf. Auch in den Tiefenstufen 90-140 cm und 140-200 cm sind bei sehr hoher Streuung für das Wurzelwachstum überwiegend kritische Werte zu verzeichnen. Der Median der BC/Al_{anorg} -Verhältnisse liegt hier bei ca. 1,0 mol/mol. Dieser Befund lässt sich dahingehend interpretieren, dass die Möglichkeit zur Erschließung von verwertbaren Nährstoffreserven des tieferen Untergrunds, die für die nachhaltige Nährstoffversorgung als besonders wichtig erachtet wird (RIEK et al. 2015a), durch die anzunehmenden toxischen Effekte an Feinwurzeln auf zahlreichen versauerten Waldflächen erschwert werden könnte.

Somit werden die Verhältnisse insbesondere im Untergrund durch die *PROFILE*-Modellierung etwas ungünstiger dargestellt, als durch die Messwerte der Bodenlösung von Level II-Flächen. Eine der Ursachen hierfür kann darin bestehen, dass die modellierten Werte aus *PROFILE* für Fließgleichgewichtsbedingungen mit den unterstellten Rahmenbedingungen (Deposition, Klima, usw.) gelten und dieses „Fließgleichgewicht“ auf den Messflächen noch nicht erreicht ist. Hierfür spricht die festgestellte z. T. sehr hohe Dynamik vieler Untersuchungskennwerte während des BZE- bzw. Level II-Messzeitraums.

Darüber hinaus wurde für alle Punkte des BZE-Kollektivs als Ersatz für das BC/Al -Verhältnis der Bodenlösung nach WALTHERT et al. (2004) der entsprechende Quotient aus der Summe der austauschbar gebundenen Ca-, Mg-, K- und Al-Ionen berechnet. WALTHERT et al. (2004) gehen ab einem BC/Al -Verhältnis der Bodenfestphase $< 0,2$ von einer potenziellen Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums aus. In bemerkenswerter Weise äußert sich im Vergleich dieses konventionellen Kennwertes die Dynamik zwischen den beiden Inventuren. So traten bei der BZE-1 bei 99 der untersuchten 167 Stichprobenpunkte (= 59 %) im Tiefenbereich 0-90 cm in mindestens einer Tiefenstufe kritische BC/Al -Verhältnisse $< 0,2$ auf. Bei der BZE-2(a) waren dies 278 von 323 Punkten (= 86 %). An 98 BZE-2(a)-Punkten wird der kritische Wert in allen fünf Tiefenstufen des Mineralbodens bis 90 cm Tiefe unterschritten (= 30 %). Bei der BZE-1 waren es nur 9 Fälle (= 5 %) (RIEK et al. 2015a). Diese Gegenüberstellungen von BZE-1 und BZE-2(a) in Bezug auf das Auftreten potenziell toxischer Al-Konzentrationen macht deutlich, dass das Ausmaß der aktuellen Bo-

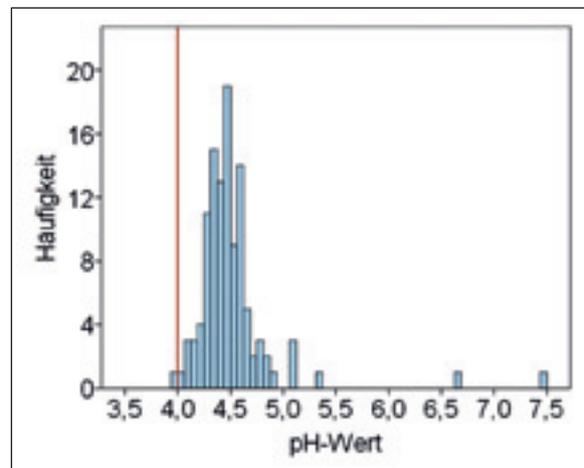
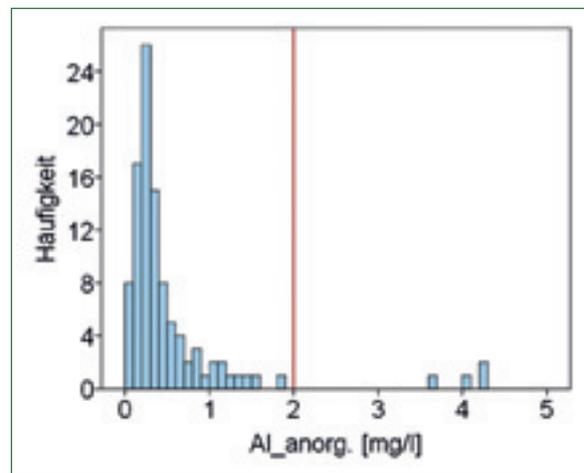
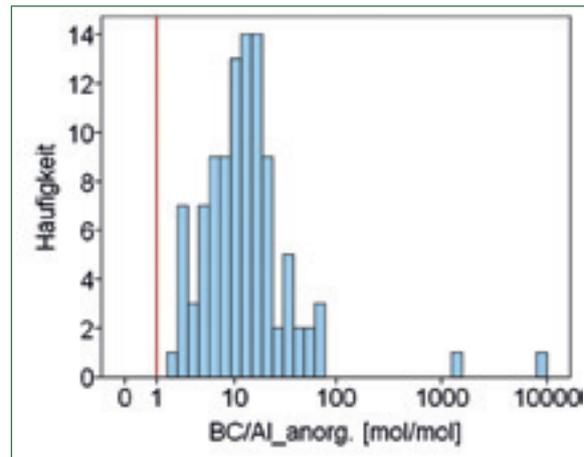


Abb. 14: Histogramme von BC/Al_{anorg} , Al_{anorg} -Konzentration und pH-Wert in 15 cm und 70 cm Tiefe (Werte der Level II-Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205 im Zeitraum 2001 – 2015) sowie kritische Schwellenwerte nach UN/ECE (1993, 2004).

denversauerung und des daraus resultierenden Risikos für säuresensitive Pflanzenarten zwischen den Inventuren (Zeitraum zwischen 1992/93 bis 2007 bzw. 2009) deutlich zugenommen hat.

Insgesamt führen die unterschiedlichen Bewertungsansätze und Datengrundlagen (Level II/BZE, betrach-

tete Zeiträume) zu einem nicht durchgängig einheitlichen Bild bei der Beurteilung der Bodenversauerung hinsichtlich Al-Toxizität und deren Folgen für die Vitalität der Waldbäume. Ausschlaggebend für die Einschätzung der aktuellen Situation und die mögliche Einleitung von Maßnahmen zur Verhinderung von Säuretoxizität sollte daher der Ernährungszustand der Bäume sein, der mittelbar schädliche Auswirkungen im Wurzelbereich widerspiegelt. Daher wird ein besonderes Augenmerk auf die Bewertung der im Rahmen von BZE und Level II-Programm erhobenen Elementkonzentrationen in Nadeln und Blättern gelegt und im folgenden Abschnitt ausgeführt.

6 Waldernährung: räumliche und zeitliche Variation

Die ausgewogene Versorgung mit allen Haupt- und Spurennährelementen ist eine notwendige Voraussetzung für die Aufrechterhaltung des Stoffwechsels und das Wachstum der Waldbäume. Optimal ernährte Bäume sind gegen von außen auf das Ökosystem Wald wirksame biotische und abiotische Stressoren widerstandsfähiger als schlecht ernährte. Schwierig stellt sich die Definition baumartenspezifischer Schwellenwerte für die Ernährungsdiagnose dar. Entsprechend der bundesweiten BZE-Auswertung von Nadel-/Blattanalysen (RIEK et al. 2016) basiert auch die Einschätzung des Ernährungszustands in Brandenburg auf den von GÖTTLEIN (2015) für die Hauptbaumarten im Rahmen einer Metaanalyse hergeleiteten Grenzwerten. Der Bereich zwischen der Symptomgrenze und der Untergrenze des Normalbereichs repräsentiert dabei den Bereich des latenten Mangels. Die in Tab. 3 aufgeführten Grenzwerte entsprechen dem Median der von GÖTTLEIN (2015) ausgewerteten Angaben in der Literatur. Der Median aller zur Verfügung stehenden Bewertungssysteme kann als jeweils „wahrscheinlichster“ Grenzwert verwendet werden.

Tab. 3: Ernährungskundliche Grenzwerte der Hauptnährelemente N, P, K, Ca und Mg für die Baumart Kiefer, abgeleitet als Median für die Grenzen des Bereichs normaler Ernährung und des Auftretens von Mangelsymptomen aus gängigen Bewertungssystemen gemäß einer Empfehlung aus der Sektion Waldernährung des DVFFA (GÖTTLEIN 2015).

[g/kg]	Obergrenze Normalbereich	Untergrenze Normalbereich	Symptomgrenze
Stickstoff	17,00	14,05	12,60
Phosphor	2,00	1,30	1,00
Kalium	7,50	4,40	3,50
Calcium	4,00	2,00	1,00
Magnesium	1,40	0,80	0,60

Die Ernährungssituation der Waldbäume ist bezüglich der essentiellen Hauptnährstoffe Calcium, Magnesium, Kalium, Phosphor und Stickstoff aktuell im Durchschnitt als gut zu bezeichnen. Nach dem Bewertungssystem von GÖTTLEIN (2015) befindet sich die überwiegende Mehrheit von Kiefern, Buchen und Eichen im BZE-Kollektiv bezüglich potenzieller Mangel-elemente im Normal- oder sogar im Luxusbereich. Im

Einzelnen stellt sich die Ernährung exemplarisch für die Baumart Kiefer wie folgt dar (siehe auch Abb. 15):

Die Ca-Gehalte liegen aktuell bei 78 % der Bestände im Normalbereich und bei 20 % im Luxusbereich. Latenter Ca-Mangel ist lediglich bei 2 % der BZE-Inventurpunkte zu verzeichnen.

Die Magnesium- und Kaliumernährung stellt sich etwas ungünstiger dar. An 14 % der BZE-Punkte tritt latenter Mg-Mangel auf und bei einem der 227 Inventurpunkte Mangel. Die überwiegende Mehrheit der untersuchten Kiefernbestände ist jedoch normal mit Magnesium ernährt (85 %) und zwei Bestände befinden sich im Luxusbereich. Auch bei Kalium besteht für die Kiefer auf 14 % der BZE-Punkte latenter Mangel. 77 % der Bestände sind normal ernährt und 9 % befinden sich im Bereich von Luxusernährung. Der relativ hohe Anteil von Inventurpunkten mit latentem K-Mangel entspricht nicht den Erwartungen, da aufgrund des Vorherrschens von Kalifeldspäten auch auf den ärmeren Substraten davon ausgegangen wird, dass durch die Verwitterung Kalium in ausreichender Menge verfügbar und die Pflanzenversorgung auf sauren Standorten tendenziell weniger als bei Magnesium gefährdet ist (RIEK et al. 2015a).

Hinsichtlich des Elements Phosphor ist die Ernährungssituation aktuell ebenfalls relativ gut; es befinden sich nur 4 % der Kiefernbestände im latenten Mangelbereich.

Die Stickstoffernährung ist bei 56 % der Kiefernbestände im Normalbereich. Bei 8 % tritt latenter Mangel oder sogar Mangel auf. Bemerkenswert ist jedoch der hohe Anteil von 36 % der Bestände mit Werten im Bereich von Luxuskonsum, was als Hinweis auf atmosphärische Stickstoffeinträge gedeutet wird (RIEK 2009, RIEK und RUSS 2011).

Der Vergleich der Inventuren zeigt, dass die mittleren Elementgehalte i. A. bei der BZE-2(a) höher liegen als bei der BZE-1. Die Ernährungssituation hat sich somit generell etwas verbessert. Lediglich bei dem Element Magnesium ist insbesondere im zweiten Nadeljahrgang eine signifikante Abnahme der Gehalte zu verzeichnen (Abb. 16). Dieser Befund korrespondiert mit der im *Waldbodenbericht Brandenburg* konstatierten Verschlechterung der Magnesiumverfügbarkeit zwischen den Inventuren BZE-1 und BZE-2(a).

Bemerkenswert ist die sehr starke Zunahme bei den Stickstoffgehalten in Kiefernadeln. Während sich der Median der N-Gehalte bei der BZE-1 sogar im Bereich latenten Mangelernährung befand, liegt er bei der BZE 2 im oberen Normalbereich und der Anteil luxuriös ernährter Kiefern hat stark zugenommen. Es besteht allerdings Grund zu der Annahme, dass die N-Gehalte in den Probenahmejahren der BZE-1 – vermutlich aufgrund spezifischer sehr trockener Witterungsbedingungen im Jahr 1992 (GIERK 1994) – stark unterdurchschnittlich und für das jahresübergreifende Niveau Anfang der 1990er Jahre nicht repräsentativ waren.

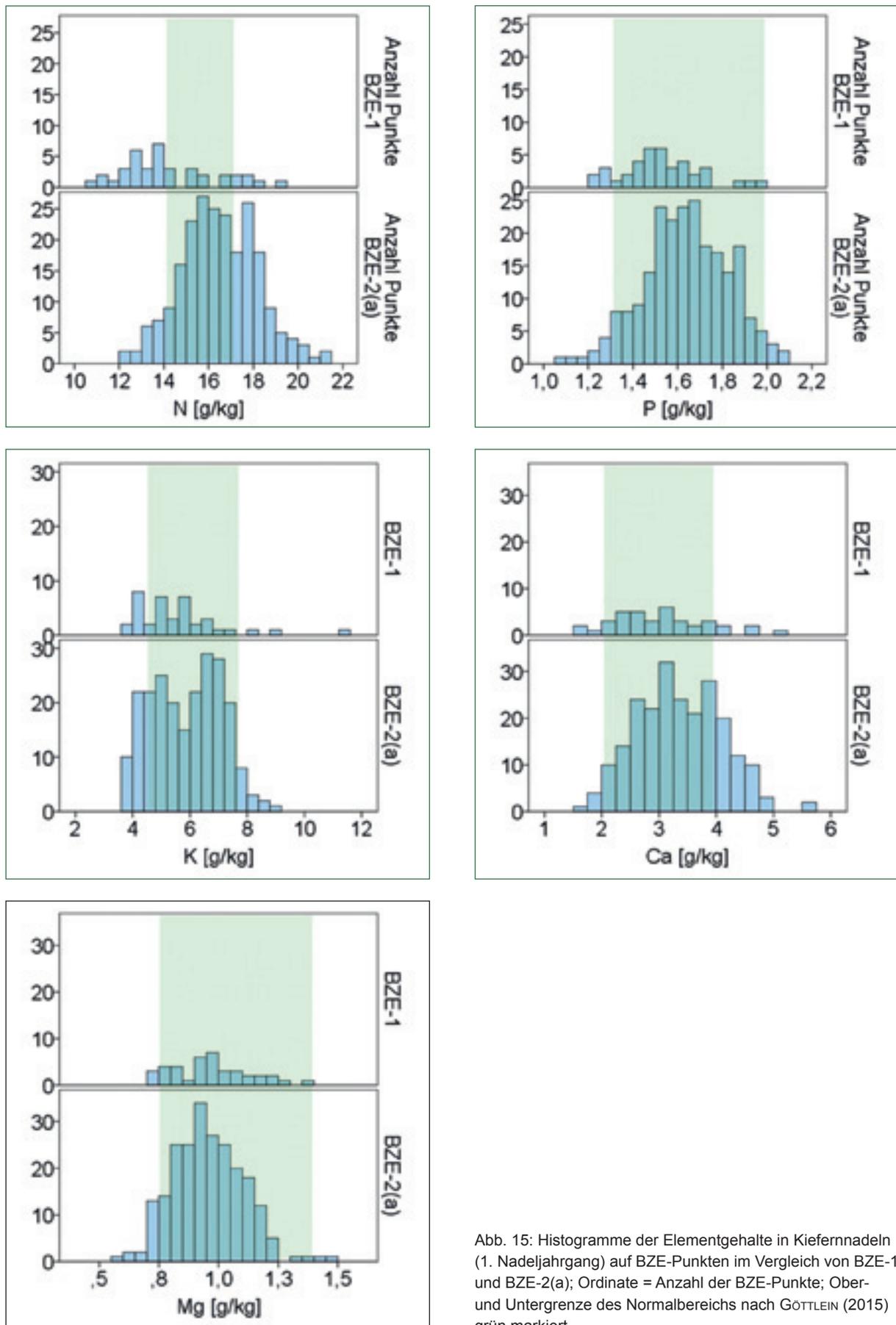


Abb. 15: Histogramme der Elementgehalte in Kiefernadeln (1. Nadeljahrgang) auf BZE-Punkten im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Ordinate = Anzahl der BZE-Punkte; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach GÖTTLEIN (2015) grün markiert.

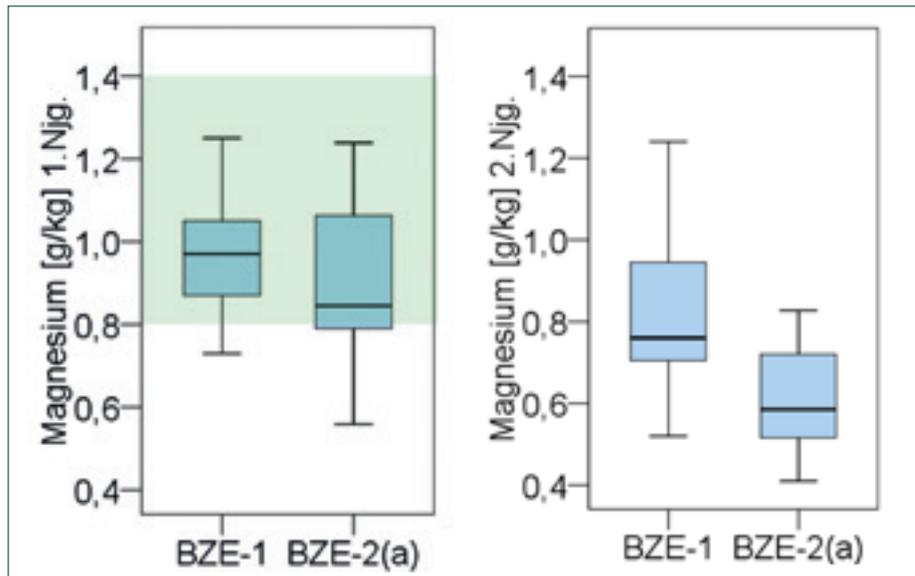


Abb. 16: Magnesiumgehalte in Kiefernnadeln (links: 1. Nadeljahrgang, rechts: zweiter Nadeljahrgang) im Vergleich von BZE-1 und BZE-2(a); Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach GÖTTLEIN (2015) grün markiert.

Dies geht aus Vergleichszeitreihen von Ernährungsdaten der „Null-Varianten“ von forstlichen Versuchsflächen hervor (Abb. 17).

Die Zeitreihen der Ernährungsdaten von Level II-Flächen lassen bei den hier betrachteten Elementen einen gewissen Gleichlauf erkennen (Abb. 18), für dessen Erklärung vor allem Witterungseinflüsse in Frage kommen. Konkrete Witterungsfaktoren beispielsweise für die in den Jahren 1996 und 2011 überwiegend hohen Elementgehalte konnten univariat jedoch nicht identifiziert werden. Vermutlich sind mehrere synergistisch wirkende Witterungsfaktoren und physiologische Effekte für die den Zeitreihen inhärenten autokorrelative Prozesse verantwortlich, die sich in den Darstellungen in Abb. 18 in Form von wellenförmigen Verläufen der Medianwerte äußern. Auffallend ist für das Element Magnesium, dass die Untergrenze des Normalbereiches wiederholt bei einem beträchtlichen Anteil der untersuchten Bäume unterschritten wird und sich die Mediane der Stichprobe in den Jahren 1994, 1995, 2002 und 2008 im Bereich von latentem Mg-Mangel befinden.

Trends einer Verarmung oder Zunahme von Elementen, die auf tendenzielle Veränderungen der Nähr-

stoffversorgung über alle Level II-Flächen hindeuten würden, sind bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraum nicht nachweisbar. Auch die regressionsanalytische Auswertung der Zeitreihen von einzelnen Flächen ergibt nur in wenigen Fällen absichere Trends. So werden für das Element Magnesium schwach signifikant steigende Regressionskoeffizienten ($P < 0,05$) auf den Flächen 1201, 1202 und 1101 festgestellt. Die Magnesiumversorgung hat sich auf diesen Standorten somit leicht verbessert. Die Regressionskoeffizienten variieren bezogen auf ihren 95%-Konfidenzbereich zwischen $B=0,001-0,130$ (Fläche 1201), $B=0,006-0,160$ (Fläche 1202, Abb. 19) und $B=0,005-0,016$ (Fläche 1101), was einer entsprechenden durchschnittlichen jährlichen Erhöhung der Magnesiumgehalte in g/kg/a entspricht.

Für Kalium werden signifikante Regressionskoeffizienten für die Flächen 1202 ($B=0,010-0,052$), 1203 ($B=0,032-0,096$), 1204 ($B=0,019-0,079$) sowie 1101 ($B=0,003-0,058$) ermittelt. Für Calcium lässt sich nur für die Fläche 1101 eine signifikante Veränderung feststellen ($B=0,010-0,056$). Die Phosphorgehalte nehmen auf den Flächen 1202 ($B=0,001-0,013$), 1203 ($B=0,004-0,019$) und 1101 ($B=0,006-0,018$) signifikant zu.

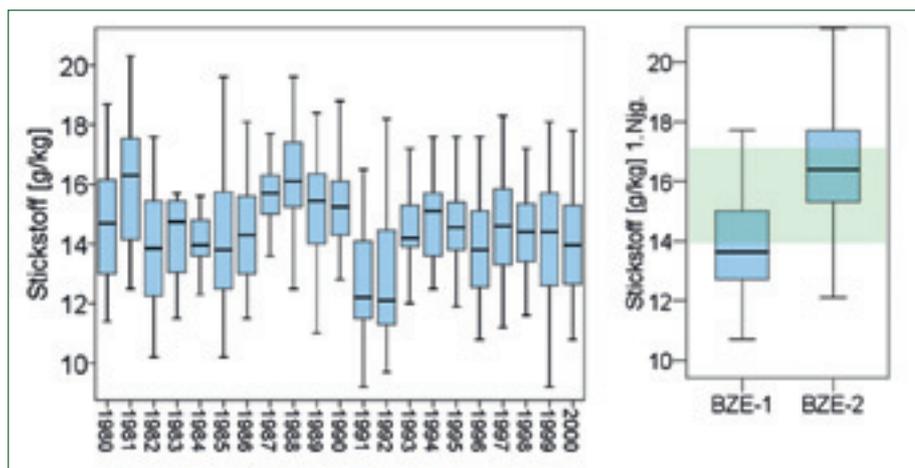


Abb. 17: Stickstoffgehalte im ersten Nadeljahrgang von Kiefern der Nullvarianten von 21 forstlichen Versuchsflächen im Zeitraum 1980-2000 (links) sowie Vergleich von BZE-1 und BZE-2, Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach GÖTTLEIN (2015) grün markiert.

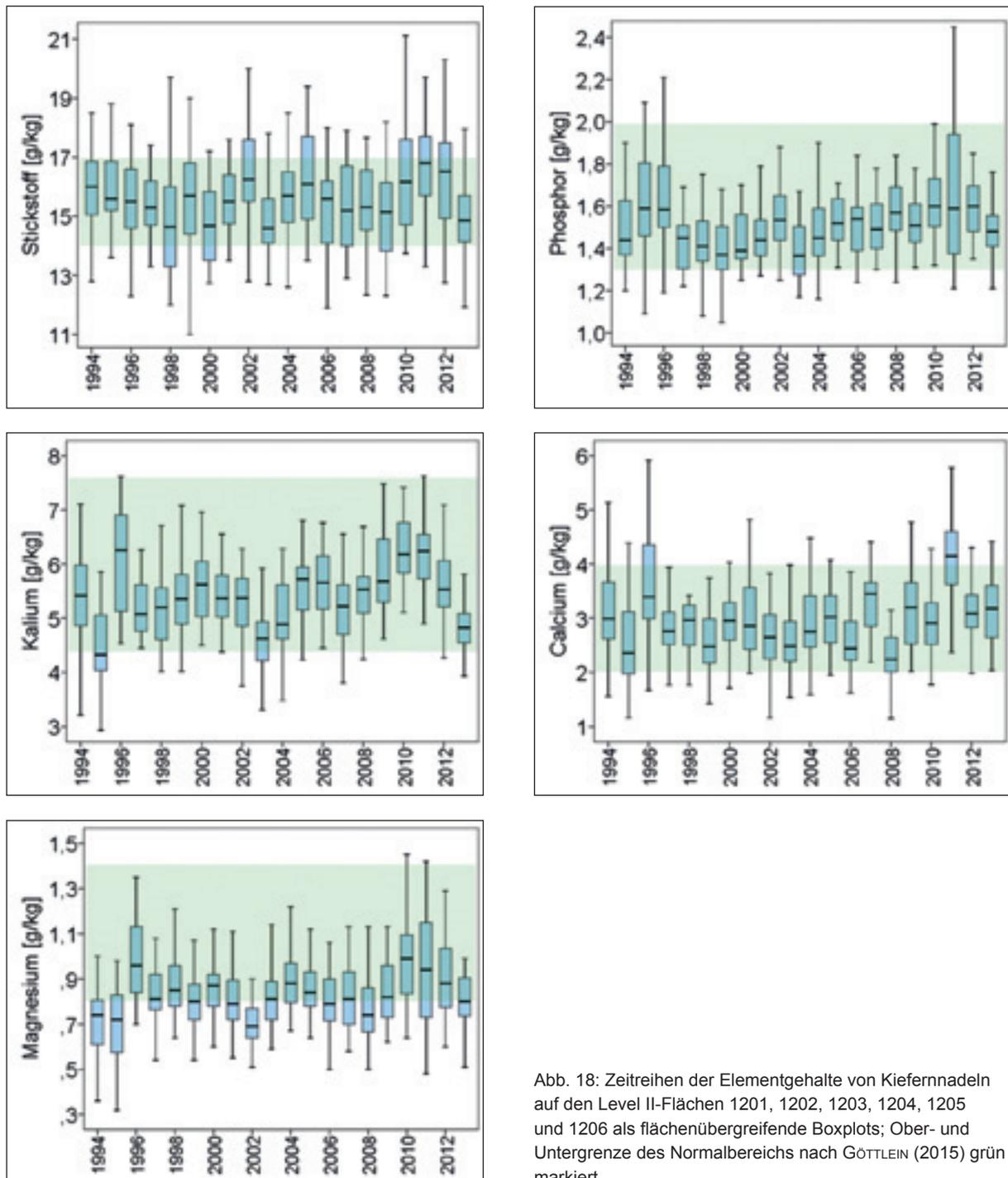


Abb. 18: Zeitreihen der Elementgehalte von Kiefernadeln auf den Level II-Flächen 1201, 1202, 1203, 1204, 1205 und 1206 als flächenübergreifende Boxplots; Ober- und Untergrenze des Normalbereichs nach GÖTTLEIN (2015) grün markiert.

Für die Stickstoffgehalte lässt sich eine signifikante Abnahme auf den Flächen 1203 ($B = -0,109 - -0,009$) und 1206 ($B = -0,153 - -0,032$) feststellen sowie eine Zunahme auf den Flächen 1204 ($B = 0,027 - 0,129$) und 1101 ($B = 0,019 - 0,143$).

Somit können auch anhand der Zeitreihen von Einzelflächen keine verallgemeinerbaren Aussagen zu Trends der Elementversorgung abgeleitet werden.

Deutlich wird jedoch, dass die als signifikant identifizierten Steigungsmaße der Regressionsgleichungen stets auf eine Entspannung der zu Beginn der Zeitreihe teilweise auftretenden Mangelsituationen insbesondere hinsichtlich der Magnesiumversorgung (vgl. Fläche 1202, Abb. 19) hinweisen. Für Stickstoff fällt die Bewertung anhand dieser Einzelflächenbefunde indes indifferent aus.

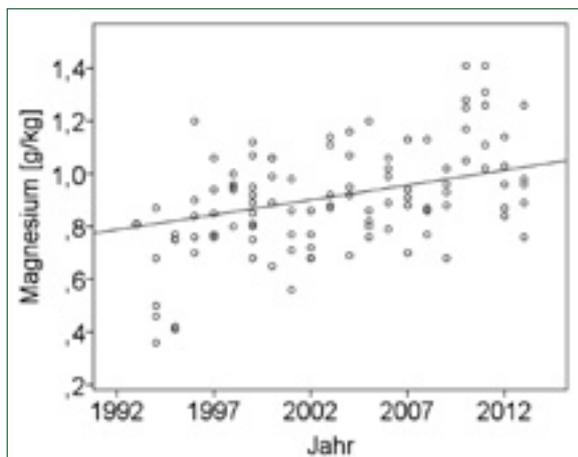


Abb.19: Exemplarische Darstellung der Magnesiumgehalte in Kiefernadeln auf der Fläche 1202 mit linearer Trendlinie ($R^2 = 0,16$).

7 Zusammenfassung und Folgerungen

Die Auswahl der Intensivmessflächen des Level II-Programms wurde in das für die brandenburgische Waldfläche flächenrepräsentative BZE-Kollektiv anhand wichtiger bodenchemischer Indikatoren eingeordnet. Demnach tendieren die Level II-Flächen beim Säure-Base-Zustand zu etwas nährstoffärmeren Bedingungen. Hinsichtlich Kohlenstoff und Stickstoff wird die Gesamtwaldfläche gut abgebildet. Es fehlen aber günstige Humusformen wie Mull und mullartiger Moder mit engeren C/N-Verhältnissen. Insgesamt kann die Level II-Stichprobe als hinreichend repräsentativ für „typische Standorte“ der Baumarten Kiefer, Eiche und Buche betrachtet werden.

Der Bodenzustand und seine Veränderung lassen sich anhand zweier Momentaufnahmen von Kennwerten der Bodenfestphase sowie durch kontinuierliche Messungen der Lösungsphase beschreiben. Indikator Kenngrößen der BZE weisen auf eine teilweise starke Zunahme der Bodenversauerung und Entbasung hin, die sich tendenziell auch bei den Level II-Flächen beobachten lässt. Die Hauptursachen für die zwischen BZE-1 und BZE-2(a) zu verzeichnende Basenverarmung werden in der Auswaschung der in den 1970er und 1980er Jahre eingetragenen Basen durch Staubdepositionen aus der Braunkohleverbrennung und/oder deren Einbindung in die Biomasse gesehen. Die Verringerung der Basenkationen in den ehemals „aufgebasteten“ Gebieten in Südbrandenburg kann hier als Wiederannäherung an den natürlichen Zustand vor der künstlichen Aufbasung gedeutet werden. In Nordbrandenburg korrespondiert die Bodenversauerung mit Befunden aus anderen Bundesländern, wo Langzeitstudien von Kalkungsversuchen für die nicht gekalkten Referenzflächen einen Anstieg des Aziditätsgrades der Bodenlösung und eine Zunahme des Risikos für Aluminiumtoxizität belegen (z. B. GREVE 2014).

Die kontinuierliche Auswaschung der atmosphären eingebrachten Basen lässt sich auch anhand der Lösungs-

chemie auf Level II-Fläche 1205 gut nachvollziehen. Die bodenchemischen Verhältnisse sind hier wesentlich dynamischer als auf den Flächen in weniger von Staubdepositionen betroffenen Gebieten (1202, 1203). Die erhöhten Basen- und Sulfatausträge auf der durch Immissionen der Braunkohleverbrennung ehemals stark belasteten Fläche 1205 scheinen heute weitgehend abgeschlossen; die Elementkonzentrationen im Sickerwasser haben sich denen der anderen Flächen angeglichen.

Das Risiko für Al-Toxizität im Hauptwurzelraum kann anhand von Messungen der Al-Konzentrationen in der Bodenlösung des Hauptwurzelraums auf allen Level II-Flächen als gering eingestuft werden. Gleichwohl zeigt die Gegenüberstellung der BZE-1- und BZE-2(a)-Daten, dass das Risiko für Säuretoxizität – gemessen anhand der Quotienten aus austauschbaren basischen Kationen und Al-Ionen (nach WALTHERT et al. 2004) – seit Beginn der 1990er Jahre sehr deutlich zugenommen hat. Die versauerungsbedingte Hemmung des mikrobiellen Streuabbaus hat eine Entkopplung von internen Nährstoffkreisläufen zur Folge und führt zur Akkumulation von Auflagehumus sowie darin fixierter Nährstoffe (RIEK et al. 2015a).

Die Vorräte an organischer Substanz haben in der Auflage und vor allem im mineralischen Oberboden zugenommen. Die organische Substanz ist derzeit gegenüber der BZE-1 stickstoffärmer; die C/N-Verhältnisse erweiterten sich zwischen den Inventuren. „Harmonische Humusformen“ (SEA95) treten aktuell häufiger als zur Zeit der BZE-Ersterhebung auf. Gleichwohl weisen die Stickstoffgehalte in der Bodenlösung von Level II-Flächen auf eine anhaltende Gefahr der Stickstoffeutrophierung. Zeitweilig wurden Stickstoffkonzentrationen gemessen, die über den konventionellen Schwellenwerten für ein erhöhtes Eutrophierungsrisiko der Vegetation saurer Nadelwälder liegen. Zudem weisen die aktuellen Stickstoffgehalte in Nadeln bei mehr als einem Drittel der brandenburgischen Kiefernbestände auf N-Überernährung hin. Mögliche Folgen sind die veränderte Zusammensetzung der Bodenvegetation mit Zunahme nitrophiler Arten, eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schädlingen sowie Risiken von Ernährungsungleichgewichten, wenn andere Elemente – bedingt durch fortgesetzte Bodenversauerung und Entbasung – zukünftig möglicherweise noch schlechter verfügbar sein werden.

Der aktuelle Ernährungszustand der Waldbäume sowohl an den BZE-Punkten als auch Level II-Flächen spiegelt indes kaum die versauerungsbedingt verschlechterte Nährstoffversorgung der Böden wider. Die Ernährungssituation – gemessen anhand von Nadel-/Blattanalysen – ist derzeit als weitgehend ausgewogen zu charakterisieren. Eine Kalkungsnotwendigkeit erscheint daher mit Blick auf den Ca- und Mg-Ernährungszustand aktuell (noch) nicht gegeben.

Gleichwohl weisen die im BZE-Kollektiv zwischen den Inventuren reduzierten Magnesiumgehalte insbesondere des zweiten Nadeljahrgangs auf die limitierte

Nährstoffnachlieferung vieler Standorte hin. Bei anhaltend hoher N-Ernährung, starkem Zuwachs der Bestände und allmählich abnehmender Verfügbarkeit von basischen Nährstoffkationen ist die Rolle des Nährstoffexports bei der Holznutzung zukünftig verstärkt zu beachten. Hierzu kann die forstliche Umweltkontrolle einen wichtigen Beitrag leisten.

Für das erforderliche Monitoring von regionalen und standörtlichen Unterschieden sowie der langfristigen Entwicklung des ökochemischen Zustands der Wälder wird die BZE auch in Zukunft eine verlässliche Datenbasis sein. Das Level II-Programm eignet sich dazu, vermutete Prozesse mit Blick auf die Bodenlösungsschemie, Stoffflüsse und -bilanzen zu verifizieren sowie für ein „Einhängen“ der BZE-Momentaufnahmen in Zeitreihen (siehe: Waldernährung). Für die Ableitung waldbaulicher Maßnahmen erscheint die Regionalisierung der BZE-Befunde unerlässlich (vgl. Beitrag RIEK und RUSS in diesem Band).

8 Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München, 352 S.
- BACKES, C., TIPPING, E. (1987): Aluminium complexation by an aquatic humic fraction under acidic conditions. *Water Research* 21 (2): 211 – 216. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135487900510>.
- BARITZ, R., D. ZIRLEWAGEN, R. JONES, D. ARROUAYS, R. HIEDERER, M. SCHRUMPF, W. RIEK (2011). Carbon in European soils. In: Jandl, R., M. Rodeghiero and M. Olson (eds). *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems: From Science to Land Management*. John Wiley & Sons, Ltd., 49-84.
- BISSOLLI, P., ZIESE, M., PIETZSCH, S., FINGER, P., FRIEDRICH, K., NITSCHKE, H., OBREGÓN, A. (2012): Trockenheit in Europa im Frühjahr 2012, DWD, 10.08.2012
- BMELV (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). 2. Aufl. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.
- BRUMME, R., KHANNA, PARTAP, K. (Hrsg.) (2009): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, Ecological Studies, Bd. 208. Springer, Berlin, [u. a.], 501 S.
- GIERK, M. (1994): Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg Sonderband Studien und Tagungsbericht Band 3. LUA Brandenburg (Hrsg.). Potsdam.
- GÖTTLEIN, A. (2015) Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*, 186 (5/6), 110-116
- GREVE, M. (2014): Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Nadelspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz. *Forstarchiv* 85 (2): 35-46.
- KALLWEIT, R., KAATZSCH, S., STRUBE, M., KELLER, E. (1985): Bioindikation über Kiefern und Fichtenborken. ZUG, Umweltlabor, Wittenberg, 34 S. unveröffentlichter Forschungsbericht.
- KÖNIG, N., SCHÖNFELDER, E., BLUM, U., HÖHLE, J. (2016): Qualitätssicherung im Bereich Laboranalytik bei der BZE II. Tagung „Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung vom 18.-19.05.2016 in Berlin. (Vortrag)
- ÖKO-DATA (Hrsg.) (2002): *Critical Load-PROFILE 4.2 Dokumentation*. Gesellschaft für Ökolsystemanalyse und Umweltdatenmanagement, Strausberg, 48 S.
- PEARSON, JR., F., BERNER, U., HUMMEL, W. (1992): NAGRA thermochemical data base – II. supplemental data 05/92, NAGRA Technical Report, Bd. 91-18. Nagra, Wettingen, 294 S. URL <http://www.nagra.ch/de/cat/publikationen/technischeberichte-ntbs/ntbs-1991-1993/downloadcenter.htm>.
- RIEK, W. (2009): Quantifizierung des Risikos für Nitrat- und Ammoniumaustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. In: *Wald im Klimawandel. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. 42. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 93-100.
- RIEK, W. (2011): Basenausstattung brandenburgischer Waldböden – BZE-Auswertungen zu Status und Dynamik. In: *Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. Berichte Freiburger Forstliche Forschung*. Heft 88. 14-24.
- RIEK, W., RUSS, A. (2011): Stickstoffzustand nordostdeutscher Waldböden im Vergleich von BZE-1 und BZE-2. In: *Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen*. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. <http://eprints.dbges.de/554>.
- RIEK, W., RUSS, A. (2014): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden (Teil 1) – BZE-Ergebnisse zu Status und Dynamik. In: *Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. S. 98. <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>.
- RIEK, W., RUSS, A. (2015a): Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation. Beiträge Forum Boden-Gewässer-Wald. *Bodenschutz im Wald*. Heft 15. 75-92.
- RIEK, W., RUSS, A. (2015b): Nachhaltige Waldbewirtschaftung durch geschlossene Stoffkreisläufe –

- Brandenburgs Waldstandorte im Spiegel der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 31-39.
- RIEK, W., WOLFF, B. (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe B, Bd. 74. Selbstverlag, Göttingen, S. 132. URL <http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Indikatoren/BZE-Ind-Teil2-290705.pdf>.
- RIEK, W., WOLFF, B., BOLTE, A. (2002): Angleichung von Standortseigenschaften und ihre Auswirkung auf die Waldvegetation. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie. 36, 2. 65-68.
- RIEK, W., RUSS, A., MARTIN, J. (2012): Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands – Results of the national forest soil inventory. Folia Forestalia Polonia. Vol. 54, No. 3. 187-195.
- RIEK, W., RUSS, A., KÜHN, D. (2015a): Waldbodenbericht Brandenburg – Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 60. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 172 S.
- RIEK, W., RUSS, A., HANNEMANN, J. (2015b): Bodenzustandserhebung (BZE) im Land Brandenburg: Gibt es Hinweise für die Notwendigkeit einer Waldkalkung? In: „Unsere Böden – Unser Leben“, DBG e-prints. <http://www.dbges.de>
- RIEK, W., TALKNER, U., DAMMANN, I., KOHLER, M., MEIWES, K.J., GÖTTLEIN, A. (2016): Ernährungszustand der Hauptbaumarten an den BZE-Inventurpunkten. <https://www.thuenen.de/de/wo/arbeitsbereiche/waldmonitoring/bodenzustandserhebung/>
- SCHULZE, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standortserkundungsanleitung) SEA 95. Band A – D.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1993): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio, Reports in Ecology and Environmental Engineering, Bd. 1993:2. Lund University, Department of Chemical Engineering II, Lund, Sweden.
- TRINKWV (2013): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- TYLER, G. (1992): Critical concentrations of heavy metals in the mor-horizon of swedish forests. Report 4078. Swedish Environmental Protection Agency. Solna. 38 S.
- UN/ECE (1993, 2004): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. 202pp.
- UN/ECE, ICP FORESTS (2010, 2011): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. United Nations Economic Commission for Europe, International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (Hrsg.). URL <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., BLASER, P., LUSTER, J., LÜSCHER, P. (2004): Waldböden der Schweiz, Bd. 1 Grundlagen und Region Jura. Hep, Bern, 768 S.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1995): Critical loads of acidity to swedish forest soils – Methods, data results, Reports in ecology and environmental engineering, Bd. 1995:5. Lund University, Department of Chemical Engineering II.

Betrachtungen zu den Stoffbilanzen von Level-II-Flächen im Land Brandenburg

JENS HANNEMANN, ALEXANDER RUSS, REINHARD KALLWEIT, WINFRIED RIEK

1 Einleitung

Die Bilanzierung von Stoffen und Stoffflüssen innerhalb des Level-II-Programms dient unter anderem einer zeitlich hochaufgelösten Quantifizierung des Ein- und Austrags von sowohl für die Baumernährung wichtigen, aber auch von für das Ökosystem umweltschädlichen, Stoffen. Dabei geht es zum einen um die Erfassung der Veränderungen innerhalb mehr oder weniger großer Beobachtungsperioden und zum anderen um die Verifizierung der für das Ökosystem kritischen Belastungswerte. Für die Einordnung von Veränderungen und Schwankungen im Ökosystem sind Vergleichswerte von Vorteil, die eine Referenzierung bzw. Eichung der fortlaufend erhobenen Mess- und Analysenwerte erlauben. Einen idealen Ausgangspunkt hierfür würde die Untersuchung eines natürlichen Urzustandes liefern, der frei von anthropogenen Beeinflussungen ist. In diesem Fall würde es sich quasi um Absolutwerte handeln, die zwar losgelöst vom derzeitigen Ökosystemzustand betrachtet werden müssen, dennoch aber eine „potenziell natürliche“ Referenz darstellen. Ein Urzustand herrschte gewissermaßen mit dem Abklingen der Eiszeit und der sich etablierenden Vegetation. Auf Grund der hohen Dynamik ist eine Rekonstruktion der stofflichen Zusammensetzung von Atmo-, Hydro- und Biosphäre dieser Zeit jedoch mit Schwierigkeiten verbunden. Vielversprechend sind allerdings die laufenden Forschungen zur Zusammensetzung des Eises und der darin enthaltenen Lufteneinschlüsse der Alpengletscher und des grönländischen Eisschildes, so dass hier beispielsweise in naher Zukunft auch Aussagen zum Chemismus der damaligen Niederschläge und Depositionen gemacht werden können.

Einen weiteren Ansatzpunkt liefert die rezente Litho- bzw. Pedosphäre. Es kann davon ausgegangen werden, dass die chemische Zusammensetzung der mit dem Eis transportierten skandinavischen Geschiebe und gebildeten Sedimente bis heute weitestgehend unverändert geblieben ist. Demnach bildet ihre Analyse eine gute Basis für die stoffliche Charakterisierung der festen, abiotischen Phase eines Ökosystems. Diese als Hintergrundwerte bezeichneten Daten stellen somit eine der wichtigsten Grundlagen für die bilanzmäßige Einschätzung der Stoffumsätze dar, insbesondere für die durch die Verwitterung freigesetzten (Nähr-) Elemente. Die Mineralverwitterung und der atmosphärischen Stoffeintrag stellen jeweils die Anfangspunkte ökosystemarer Eintragspfade dar. Die „Festsetzung“ der Anfangspunkte von Eintragspfaden und der Endpunkte von Austragspfaden ist dabei abhängig von der (räumlichen) Definition des Ökosystems.

2 Klassifizierung und Herkunft der Gesteine

Die oberflächennahen Ausgangsgesteine Brandenburgs sind zum größten Teil eiszeitlichen Ursprungs. Der qualitative und quantitative Mineralbestand der während des Vorrückens der Gletscher mitgebrachten skandinavischen Geschiebe (s. Abbildung 1 u. 2) und der aufgearbeiteten Basissedimente bestimmen dabei deren Chemismus. Für die stoffliche Charakterisierung der Ausgangsgesteine ist neben der chemischen Analyse der Feinfraktionen (Korngröße < 2 mm) auch die Analyse der Grobfraktion (Korngröße > 2 mm) sinnvoll.



Abb. 1: Herkunftsgebiete von Geschieben Brandenburgs nach HESEMANN u. ZANDSTRA aus THOME, 1998.

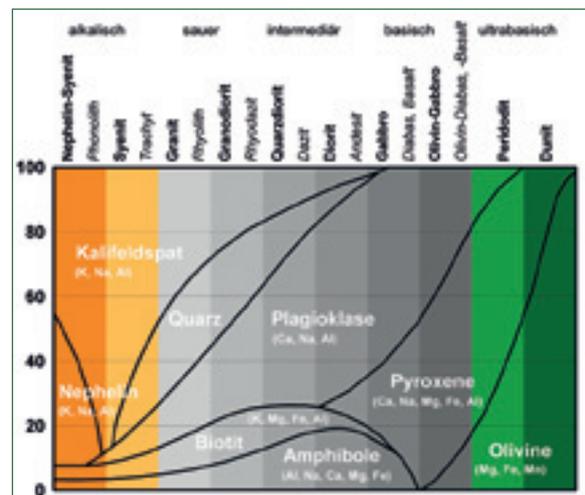


Abb. 2: Ungefähre Mineralzusammensetzung (Vol.-%) der magmatischen Gesteine nach RÖSLER, 1994.

Letztere kann auch indirekt im Rahmen einer (Klein-) Geschiebebestimmung bzw. -zählung (s. Abbildung 3) erfolgen. Dabei erlaubt das Anteilsverhältnis von Feuerstein, paläozoischen Schiefen und Kalksteinen eine stratigraphische Einordnung. Diese wiederum liefert Rückschlüsse auf das Liefergebiet und damit den Mineralbestand resp. Chemismus. Die durch die Verwitterung bestimmte Element-Nachlieferungsrate der Fraktion > 2 mm stellt in diesem Zusammenhang ebenfalls einen wichtigen Faktor dar. HANNEMANN und KOPP (1972) kommen bereits in der Untersuchung zur Beziehung zwischen Chemismus, Lithologie und Stratigraphie von KMgCaP-Serien zu dem Schluss, „dass die lithochemische Analyse an fraktionierten Proben aus Teufenbereichen, die von der Bodenhorizontgenese nicht oder wenig beeinflusst sind, eine erfolgversprechende Methode für die Stratifizierung pleistozäner Sedimente ist“. Sie erscheint damit geeignet Standorte hinsichtlich ihrer stofflichen Grundausstattung inhaltlich (Elementpalette) und räumlich differenziert zu charakterisieren.

Der Mineralbestand ist zudem obligatorischer Eingangsparameter für das geochemische Berechnungsmodell „PROFILE“ (vgl. BECKER, 1999), das die standortbezogene Bewertung der Belastungsgrenzen für Ökosysteme (Critical Loads) erlaubt. Nach GREGOR und NAGEL (1999) versteht man unter Critical Loads die unmittelbar auf den Rezeptor einwirkende Schadstoffmenge, während Critical Levels Luftschadstoffkonzentrationen sind, die bei Unterschreitung keine direkten Schäden an den Rezeptoren verursachen. Bezogen auf die unbelastete Ausgangssituation eines Ökosystems korrespondiert das schwellenwertbasierte Konzept mit dem von ZIERDT (1997) beschriebenen Modell des geochemischen Feldes (vgl. Abschnitt Geochemisches Feld). Eine wichtige Bezugsgröße stellen in dieser Hinsicht die Hintergrundwerte dar, die sowohl für das Ausgangsgestein (lithogener Anteil) als auch für die von Umlagerungen (Anreicherung und Verarmung) betroffene Bodenzone (pedogener Anteil) von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) und den Geologischen Landesämtern ermittelt und publiziert werden (vgl. http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Stoffeigenschaften/stoffeigenschaften_node.html; KÜHN et al., 2015).

Ebenso hat das Relief einen großen Einfluss auf den Wasser- und Stoffhaushalt eines Ökosystems, so dass es auch bei Bilanzrechnungen stärker in den Fokus gerückt werden sollte. Die folgende Abbildung zeigt eine über alle Level II-Flächen (betrachteter Ausschnitt 2 x 2 km) angewendete Höhenklassifizierung. Die relativen Höhenlagen werden damit deutlicher, während die jeweils lokalen Reliefverhältnisse in den Hintergrund treten. Auch wenn es im Wald i. d. R. keinen nachweisbaren oberirdischen Abfluss gibt, scheint jedoch die Betrachtung potenzieller oberirdischer Wasserfließwege auf Standortebene sinnvoll (siehe auch Abbildung 4). Es kann davon ausgegangen werden, dass

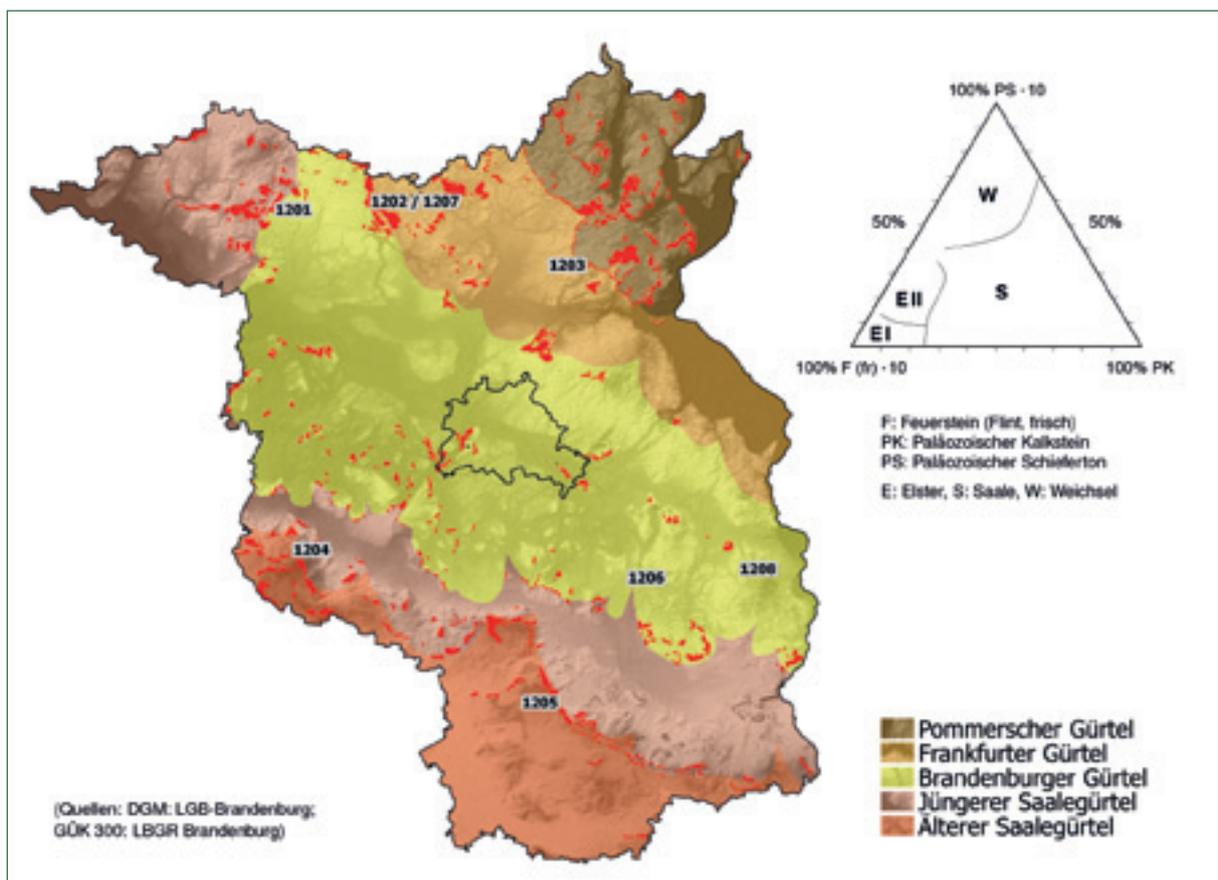


Abb. 3: Zonierung und Randlagen (rot) quartärer Bildungen in Brandenburg (DGM in geschummerter Reliefdarstellung) mit Lage der Level-II-Flächen und Auswertungsdiagramm (oben rechts) zur stratigraphischen Einstufung von Kleingeschieben (TGL 25232).

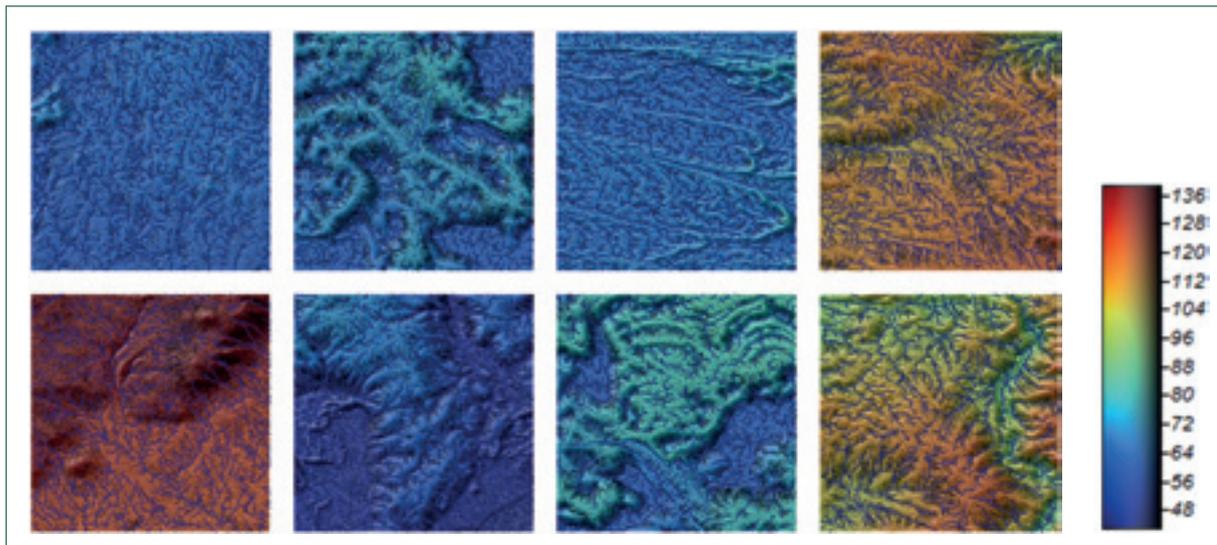


Abb. 4: Relief (relative Höhenklassifizierung in geschummerter Darstellung) und potenzielle oberirdische Wasserfließwege im Umfeld der brandenburgischen Level-II-Flächen 1201-1208.

ein ausgeprägtes Mikorelief im Sinne der KA5 (S. 69) besonders das Wasserdargebot räumlich differenziert, damit Unterschiede in der Auflage (Mächtigkeit, Humusform, Streu) induziert und so auch zu Varianzen in den Stoffkonzentrationen führt, die insbesondere bei raumbezogenen Bilanzen wirksam werden können.

3 Vorbetrachtungen zum Stoffhaushalt

Stoffkreislaufmodell

Die Abbildung 5 verdeutlicht die Verknüpfung verschiedener Stoffkreisläufe. In Anlehnung an BARTSCH und RÖHRIG (2016) sind in den ökosystemaren Kreislauf der biogeochemische Kreislauf in dem der Umsatz zwischen Boden, Wasser, Luft und Bios erfolgt, der biochemische Kreislauf in dem der organismeninterne Umsatz abläuft und der geochemische Kreislauf der quasi die abiotische Input-Output-Funktion erfüllt, eingebettet. Die weißen Punkte in der Abbildung markieren die Schnittstellen der Einzelkreisläufe. Dort findet

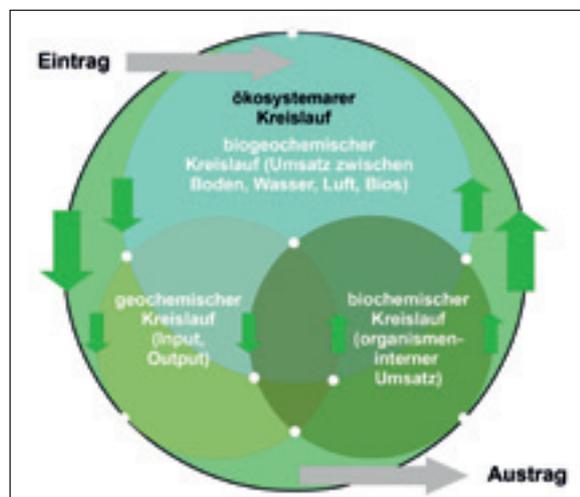


Abb. 5: Arten von Stoffkreisläufen (in Anlehnung an BARTSCH und RÖHRIG, 2016).

ein Austausch zwischen den theoretisch in sich geschlossenen Kreisläufen statt. Dieses Modell dient der Zuordnung von Prozessen zu den Einzelkreisläufen, macht diese aber nicht immer einfach. Bilanzierungen werden mit einem solchen Modell aber erst möglich. In den folgenden Ausführungen wird nur die abiotische, geochemische Komponente betrachtet, die intern jedoch durch biochemische Umsätze beeinflusst wird.

Beim **Eintrag** kann grundsätzlich zwischen allochthonem (transportiert) und autochthonem (an Ort und Stelle) Input unterschieden werden. Bei der Deposition (atmosphärischer Stoffeintrag) handelt es sich um allochthonen Input, der hauptsächlich global und regional erfolgt. Als Depositionsquellen sind hier z. B. Vulkanaschen, Sahara-Stäube und Erosions- und Industriestäube, sowie landwirtschaftliche Emittenten und der Verkehr zu nennen. In Brandenburg sind hier die durch Winderosion eingetragenen Stäube, teilweise auch verursacht durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung, hervorzuheben, die besonders in den Randgebieten von Wäldern den Stoffhaushalt (eher positiv, da aufbasend) beeinflussen können. Möglicherweise liefern forcierte Untersuchungen in diese Richtung auch wichtige Grundlagen für die strukturierte Entwicklung von Waldrändern. Als autochthonen Input kann die Verwitterung aufgefasst werden.

Der **Austrag** erfolgt hauptsächlich durch die Holznutzung (Ernte, Pflegemaßnahmen; in der Bilanzierung im Abschnitt 5 nicht berücksichtigt) und das Sickerwasser.

Geochemisches Feld, Hintergrundwerte und Nährelemente

Das geochemische Feld nach ZIERDT (1997) stellt bei der Betrachtung geochemischer Stoffflüsse und Kreisläufe ein zentrales Element dar. Dabei geht es darum Mess-/Analysenwerte in einen räumlichen und zeitlichen Kontext zu setzen und Anomalien gegenüber

dem natürlichen Zustand (Normzustand) zu detektieren und abzugrenzen (vgl. Abschnitt 1). Dabei werden die Reaktionen unterschiedlicher natürlicher Indikatoren (s. auch KALLWEIT, 2014) auf ein und denselben Störfaktor verglichen. Dabei besteht die Schwierigkeit darin (siehe einleitenden Abschnitt) die Störfaktoren zu extrahieren und zu quantifizieren. Bei den zu ermittelten Referenzdaten handelt es sich im Gegensatz zu den in Abschnitt 1 erwähnten Absolutwerten um Relativwerte, da sie über bestimmte Zeitsequenzen berechnet werden.

Vergleichsdaten von unbelasteten Ökosystemen werden bei dieser Methode jedoch nicht benötigt.

Die folgenden Gleichungen drücken die Zusammenhänge der Funktionen der Eigenschaft des Indikators (z. B. Baumkrone) und der Funktion des Faktors (z. B. Luftschadstoffe), sowie der Reaktion auf den Faktor (z. B. Kronenzustand) aus.

$$y = f(F) \times f(E)$$

$$y = f(F) \times f(E) + f(aF) \times f(E) \text{ oder } y = (f(F) + f(aF)) \times f(E)$$

mit: $f(F)$: Funktion des Faktors; $f(E)$: Funktion der Eigenschaft des Indikators; $f(aF)$: Antwort (Reaktion) der Eigenschaften des Indikators

Die additive Verknüpfung ergibt sich daraus, dass auch bei Wegfall eines Störfaktors die Funktion der Eigenschaft des Indikators erhalten bleiben muss.

Störfaktoren beeinflussen den Normzustand bezüglich einer bestimmten Systemfunktion oder -leistung mehr oder weniger stark. Dieser ist durch definierte Anfangsbedingungen charakterisiert. Berücksichtigt werden muss auch, dass diese Störfaktoren zu irreversiblen Reaktionen führen können, d. h. bestimmte Pufferkapazitäten überschritten werden und so prinzipiell veränderte Ausgangsbedingungen angesetzt werden müssen sowie die Gesamtfunktion des Ökosystems beeinflusst wird.

ZIERDT (1997) geht davon aus, dass die Mess- und Analysenwerte (z. B. Stoffkonzentrationen) keiner Nor-

malverteilung unterliegen, sondern „natürliche Werte“ im Histogramm höhere Häufigkeiten eher links, also im Bereich geringerer Konzentrationen (rechtsschiefe Verteilung) aufweisen. Geochemische Anomalien hingegen weisen demzufolge eine linksschiefe Verteilung auf. Der Hintergrundwert H berechnet sich als Verhältnis aus Messwertanzahl und summiertem Produkt der Messwertanzahl in den Häufigkeitsklassen und den Stoffkonzentrationen. In die Berechnung des Rauschwertes R werden mit diesem Mittelwertverfahren nur die „linken“ Klassen, einschließlich der ersten nach dem zweiten Minimum einbezogen. Damit ist auch das Rauschintervall bekannt, dessen obere Grenze den Anomaliesockel A repräsentiert.

Mit diesem mathematisch-empirischen Verfahren nach ZIERDT (1997) können Parameter (i. w. S. synthetische Indikatoren) ermittelt werden, die zum einen eine Belastungssituation aus dem System heraus anzeigen können und zum anderen den Vergleich zwischen Ökosystemen (hier Level-II-Flächen) ermöglichen. Dabei geht es auch darum eine ubiquitäre Belastung einzuschätzen.

Hintergrundwerte spielen eine Rolle seit CLARKE etwa Mitte des 19. Jh. Die Konzentrationen verschiedener Elemente von Gesteinsproben bestimmte und draus die Elementverteilung in der Erdkruste berechnete. Das Prinzip der CLARKE-Werte ist bis heute um eine Vielzahl von Element- und Stoffmittelwerten erweitert worden, die sich inhaltlich und räumlich differenziert, beispielweise auf ökosystemare Komponenten/Kompartimente (Kronenraum, Wurzel- und Bodenzone etc.) und/oder naturräumliche Einheiten beziehen.

Die folgende Tabelle zeigt die Elementoxidgehalte (geogene Grundgehalte) eines für brandenburgische Waldstandorte typischen Schmelzwassersandes. Bei den Untergrund-Substraten (UG) handelt es sich um die Ausgangsgesteine, die durch den Unterboden (UB) überlagert werden.

Dem gegenüber steht die Sicherstellung der Versorgung der Pflanzen mit Nährelementen (s. Tabelle 2). Neben Stickstoff, der nicht gesteinsbildend auftritt,

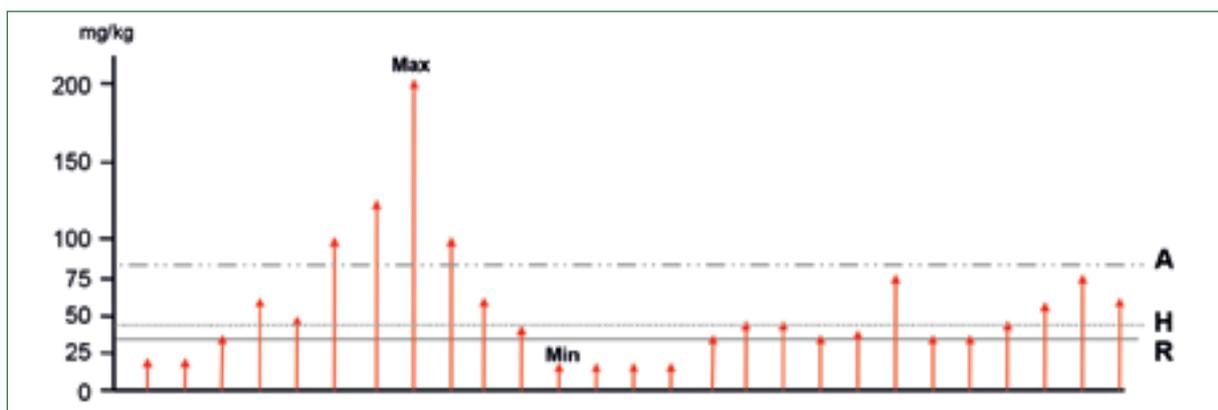


Abb. 6: Kenngrößen eines geochemischen Feldes nach ZIERDT (1997); R: Rauschebene, H: geochemischer Hintergrund, A: Anomaliesockel.

Tab. 1: Elementoxidgehalte (Hintergrundwerte) eines sandig (s) und eines lehm-sandig (ls) ausgebildeten Schmelzwassersandes in Brandenburg (fg: glazifluviatil, UB: Unterboden; UG: Untergrund; aus KÜHN et al., 2015).

Substrat	Stichproben-anzahl/Perzentil	SiO ₂ in %	TiO ₂ in %	Al ₂ O ₃ in %	Fe ₂ O ₃ in %	MnO in %	MgO in %	CaO in %	Na ₂ O in %	K ₂ O in %	P ₂ O ₅ in %
UB: fg-s	N	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300
	P50	94,69	0,13	2,51	0,48	0,01	0,05	0,16	0,35	0,84	0,02
	P90	96,42	0,22	3,63	0,94	0,02	0,14	0,27	0,57	1,14	0,05
UG: fg-s	N	527	527	527	527	527	527	527	527	527	527
	P50	94,99	0,11	2,43	0,4	0,01	0,05	0,16	0,36	0,84	0,02
	P90	96,55	0,21	3,56	0,76	0,02	0,13	0,31	0,59	1,14	0,04
UB: fg-ls	N	42	42	42	42	42	42	42	42	42	42
	P50	92,57	0,21	3,46	0,87	0,02	0,12	0,21	0,38	1,02	0,03
	P90	95,14	0,31	5,25	1,69	0,03	0,31	0,37	0,71	1,48	0,07
UG: fg-ls	N	29	29	29	29	29	29	29	29	29	29
	P50	92,55	0,20	3,49	0,72	0,02	0,12	0,24	0,46	1,13	0,03
	P90	94,9	0,31	4,64	1,24	0,02	0,22	0,45	0,67	1,38	0,05

Tab. 2: Rangskalierte Nährelementgehalte in der Pflanzensubstanz nach BARTSCH und RÖHRIG, 2016.

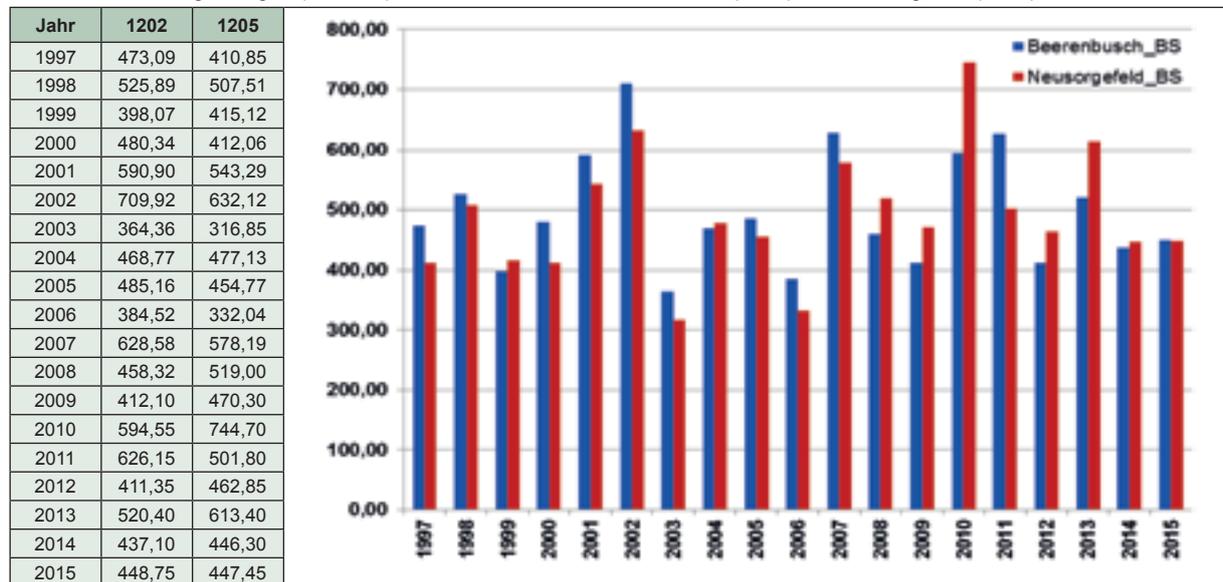
Makronährelemente			Mikronährelemente			Nützliche Elemente		
Element		Rang	Element		Rang	Element		Rang
Ca	Calcium	3	Fe	Eisen	2	Na	Natrium	2
K	Kalium	2	Mn	Mangan	3	Si	Silicium	1
Mg	Magnesium	4	Zn	Zink	4	Co	Cobalt	3
N	Stickstoff	1	Cu	Kupfer	6	Se	Selen	4
P	Phosphor	5	Mo	Molybdän	7			
S	Schwefel	6	B	Bor	5			
			Cl	Chlor	1			

müssen besonders die Elemente Kalium, Calcium und Magnesium in ausreichender Menge vorhanden sein. In einem ersten Vergleich zwischen Hintergrundwerten und relativen Nährelementgehalten kann hier zumindest im sandig ausgebildeten Schmelzwassersand ein Hinweis auf potenziell knappe Magnesiumausstattung gesehen werden.

4 Stoffhaushalt der Level-II-Flächen (Auswahl)

Innerhalb der gängigen Stoffflussmodelle werden die Einträge (Input) im Wesentlichen durch die atmosphärische Deposition (nass, feucht, trocken) und die Verwitterung der Ausgangsgesteine (Bodengesamtvorrat)

Tab. 3: Niederschlagsmengen (Bestand) in mm/a der Flächen Beerenbusch (1202) und Neusorgefeld (1205).



bestimmt, die Austräge (Output) durch die Holzentnahme (Ernte) und das Sickerwasser. Weitere Kompartimente, wie Biomassen des Kronenraumes, des Stammes und der Rinde, Zuwächse, die Bodenvegetation, die Aufnahme durch die Wurzeln etc., die den systeminternen Stoffumsatz kennzeichnen, bleiben bei den folgenden Betrachtungen, die sich auf den Eintrag durch die Niederschlagsdeposition und den Austrag durch das Sickerwasser beziehen, unberücksichtigt. Die Ausführungen beziehen sich im Wesentlichen auf die Level II-Flächen Beerenbusch (1202) und Neusorgefeld (1205).

Niederschlagsmengen und Sickerwasserraten

Hohe Niederschläge sind auf den Flächen 1202 und 1205 in den Jahren 2002, 2007, 2010 und 2013 zu verzeichnen, sehr geringe in den Jahren 2003 und 2006 (vgl. Tabelle 3).

Die Sickerwasserraten sind mit dem Modell SWAP (vgl. KROES et al., 2009; VAN DAM, 2009) berechnet worden (vgl. RUSS et al. in diesem Heft). In den Abbildungen 7 und 8 sind die kumulativen Sickerwasserraten in mm/d dargestellt. Auf der Fläche Beerenbusch werden besonders in den Jahren 2002, 2007 und 2008 hohe Sickerwasserraten erreicht, auf der Fläche Neusorgefeld ebenfalls im Jahr 2002 und weiter in den Jahren 2010 und 2013.

Sickerwasserkonzentrationen

Der Beobachtungszeitraum erstreckt sich von 1996 bis 2016. Die Entnahme der Sickerwasserproben erfolgt i. d. R. 14-tägig. Dieser Zyklus kann jedoch in Abhängigkeit vom Sickerwasserdargebot unterbrochen werden, so dass oft nur diskontinuierlichen Zeitreihen

vorliegen und teilweise auch relativ große Lücken entstehen. Um dieses Defizit zu relativieren wurde eine gleitende Medianberechnung durchgeführt, die über die freie Wahl von Aggregationszyklen an die Datendichte angepasst werden kann. Somit erhält man aggregierte (gemittelte) Wertepaare für das Datum und die Sickerwasserkonzentration. Dieses Verfahren kann vor allem dann zu Anwendung kommen, wenn relativ große Zeiträume bei zeitlich ungleich verteilten Mess- oder Analysenwerten betrachtet werden.

Die Mg-Sickerwasserkonzentrationen von Beerenbusch bewegen sich einem Bereich von etwa 0,7 bis 3 mg/l. Dabei ist gegen Ende der Beobachtungsperiode ein Anstieg auf etwa das Niveau zu Anfang der Beobachtung zu verzeichnen. Die anfänglich hohen Werte (ca. 8 mg/l) in Neusorgefeld fallen gegen Ende der Beobachtungsperiode hingegen sogar unter das Minimum-Niveau von Beerenbusch.

Sickerwasserfluss

Die, wie beschrieben, teilweise nur lückenhaft vorliegenden Werte für die Sickerwasserkonzentrationen wurden im folgenden Fall durch ein lineares Interpolationsverfahren tageweise berechnet. Die Berechnung der Stoffflussraten erfolgte dann aus der Multiplikation dieser Konzentrationen mit den ebenfalls tagesaufgelöst berechneten Sickerwasserraten. Die folgenden Matrix-Darstellungen zeigen zeilenweise die Beobachtungsjahre und spaltenweise die Tage mit den Sickerwasserflusswerten, die entsprechend der nebenstehenden Legende klassifiziert sind. Die senkrechten Linien markieren die Anfänge der Jahreszeiten. Die Darstellungsart wurde gewählt um möglichst auch saisonale Besonderheiten zu erkennen. Dabei ergibt sich für Beerenbusch ein über die Jahre prinzipiell leicht os-

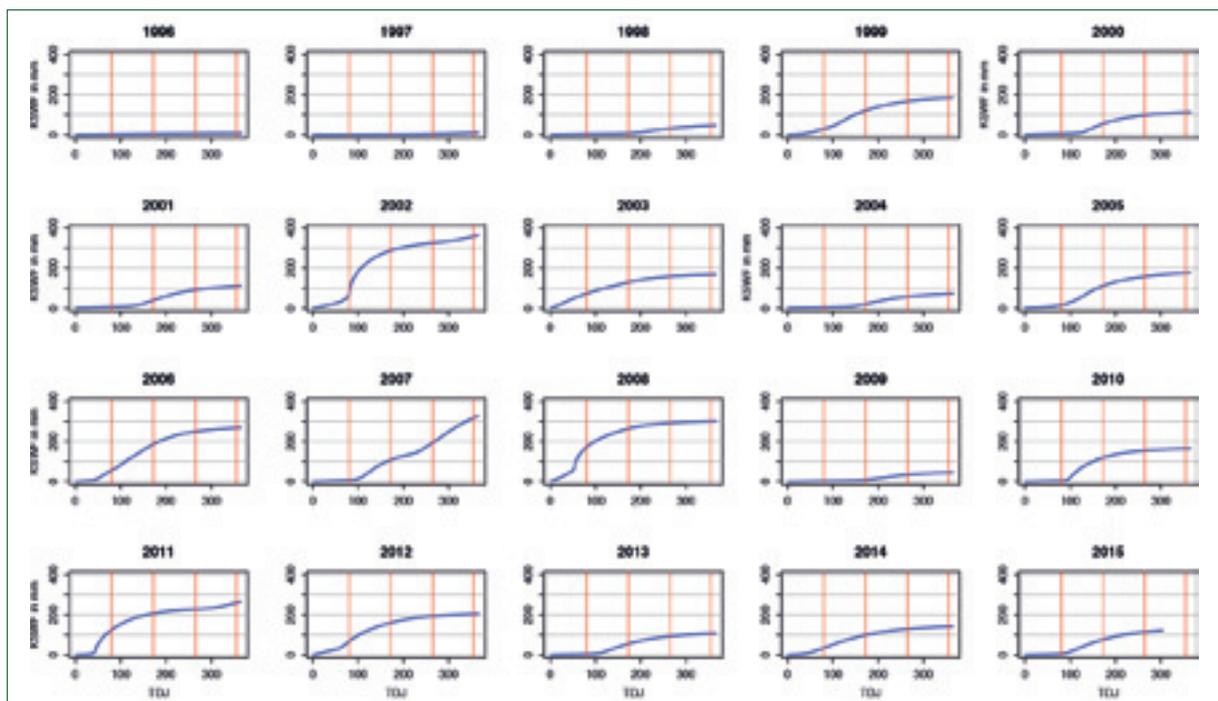


Abb.7: Kumulative Sickerwasserraten in mm/d der LII-Fläche Beerenbusch.

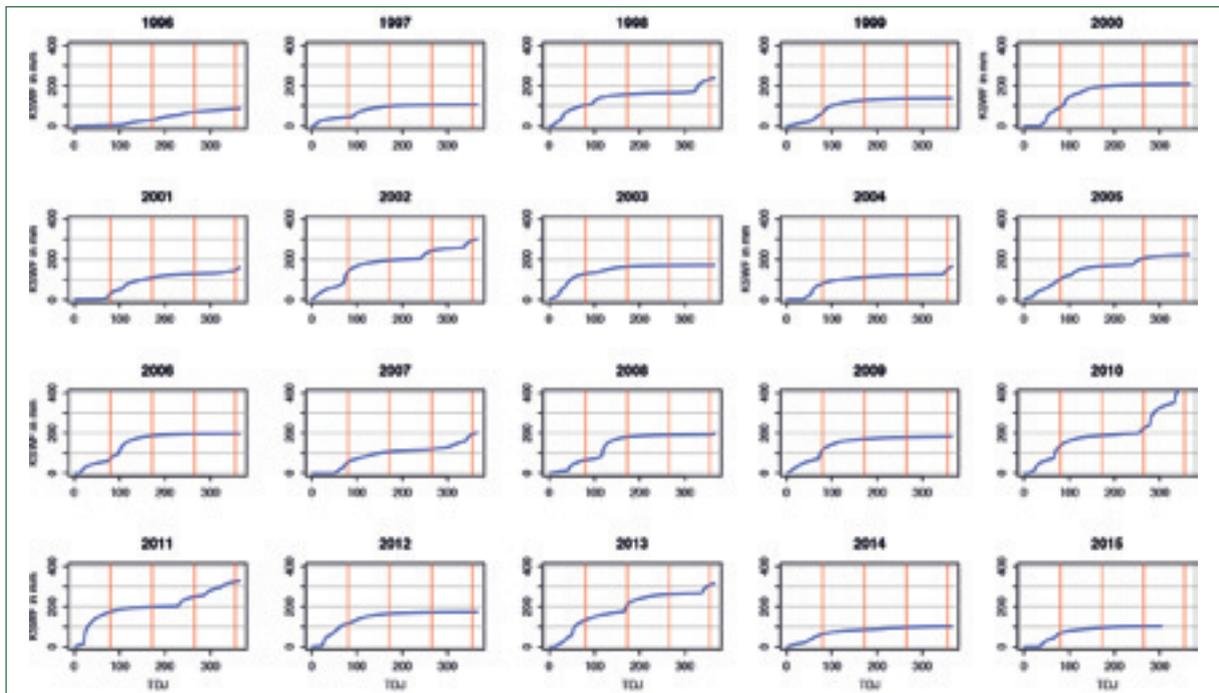


Abb. 8: Kumulative Sickerwasserraten in mm/d der LII-Fläche Neusorgefeld.

zillierendes Bild, während die Sickerwasserflusswerte in Neusorgefeld deutlich abnehmen und es offensichtlich zu einer über die Jahre hinweg stetigen Vorverlegung des Sickerwasserflussmusters kommt.

Um eine bessere visuelle Vergleichbarkeit zu ermöglichen wurden die Werte entsprechend einer gemeinsamen Legende klassifiziert. Hier ist ersichtlich, dass die Werte insgesamt deutlich unter denen von Neusorgefeld liegen, zum Ende der Beobachtungsperiode aber ansteigen, im Gegensatz zu Neusorgefeld, wo sie abfallen.

Der Magnesium-Eintrag durch die Deposition ist in Beerenbusch tendenziell höher als in Neusorgefeld. Ein Muster lässt sich hier nicht erkennen.

5 Ergebnisse (Bilanzen)

Folgend werden die beiden Level-II-Flächen Beerenbusch (1202) und Neusorgefeld (1205) bezüglich der Bilanzen der basischen Kationen Calcium, Kalium

und Magnesium, sowie Ammonium und Sulfat verglichen. Für die Bilanzierung wurden die Äquivalente der Elementkonzentrationen der Niederschlagswässer mit den Niederschlagsmengen sowie die der Sickerwässer mit den Sickerwassermengen (Tiefe > 250 cm) auf Basis der Jahresmediane verrechnet. Grundlage für den Vergleich bilden die Zahlenwerttriple Minimum-Mittelwert-Maximum der Tabellen aus den Abbildungen 14a-18b. Die Angabe erfolgt in $kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$. Der Beobachtungszeitraum erstreckt sich dabei von 1997 bis 2014. Die teilweise unterschiedlichen y-Skalen der Diagramme sind zu beachten. Die Verwitterungsraten (grüne Linie in den Diagrammen) wurden unter Nutzung des geochemischen Modells PROFILE für die Extrema Sand und Lehm der BZE-Stichprobe anhand des austauschbaren Vorrates für basische Kationen ermittelt. Die Aufteilung der Gesamtverwitterungsrate auf die einzelnen Elemente erfolgte auf Basis der Elementrelationen der Gesamtgehalte (nach RIEK et al., 2015). Bei der Berechnung der Bilanz bleibt die Verwitterung unberücksichtigt. Die Schätzung der Verwitterungsraten soll perspektivisch

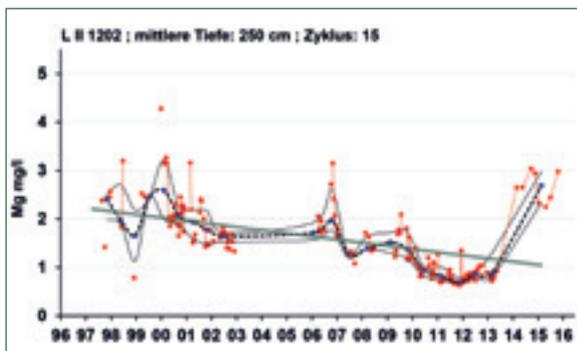


Abb. 9a: Sickerwasserkonzentration Magnesium in mg/l der LII-Fläche Beerenbusch (Tiefe 250 cm, Aggregierungszyklus 15).

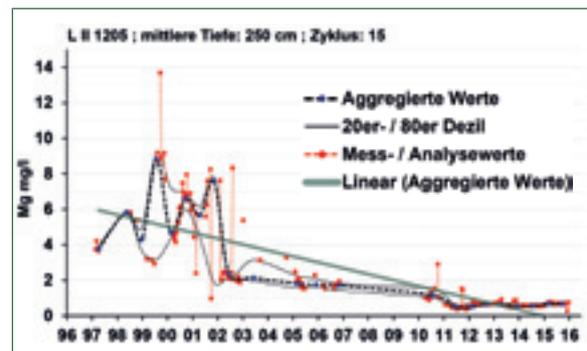


Abb. 9b: Sickerwasserkonzentration Magnesium in mg/l der LII-Fläche Neusorgefeld (Tiefe 250 cm, Aggregierungszyklus 15).

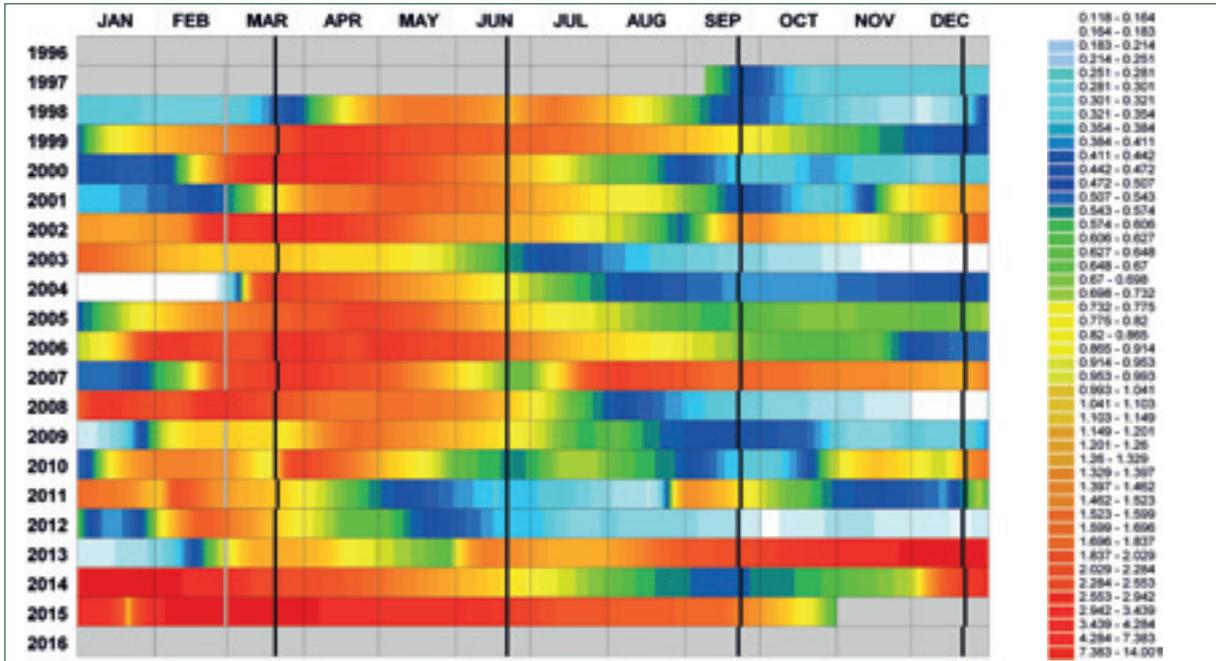


Abb. 10a: Sickerwasserfluss für Magnesium in mg/d der LII-Fläche Beerenbusch (Tiefe > 250 cm).

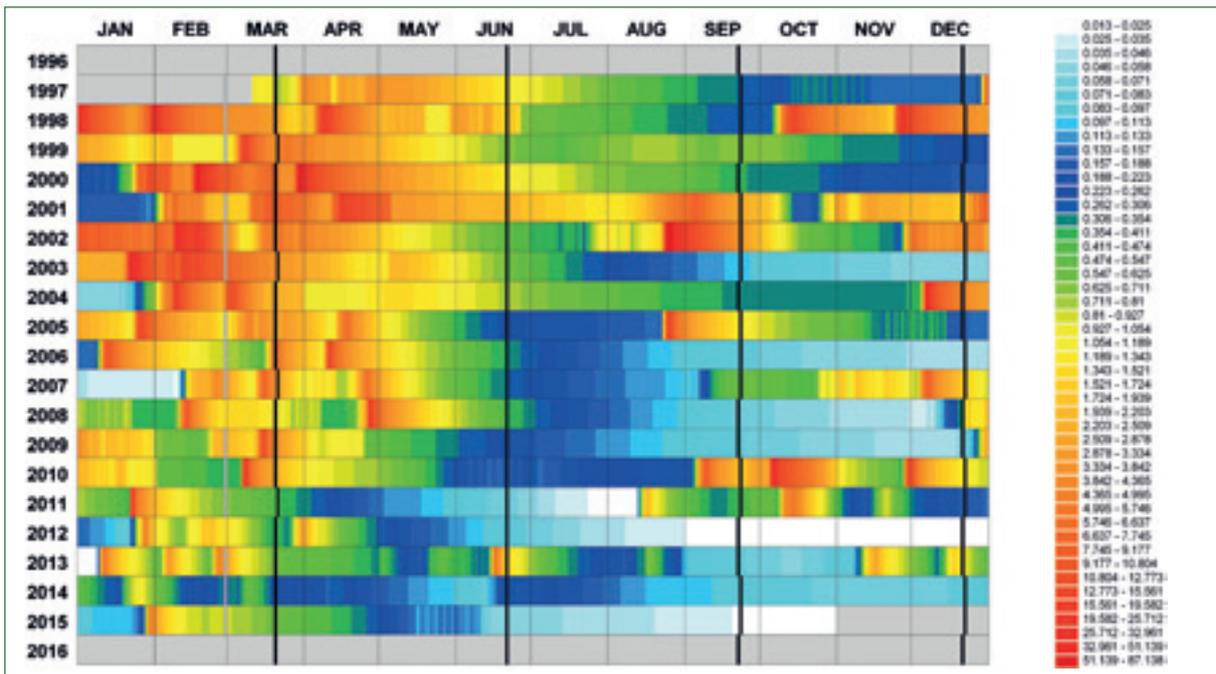


Abb. 10b: Sickerwasserfluss für Magnesium in mg/d der LII-Fläche Neusorgefeld (Tiefe > 250 cm).

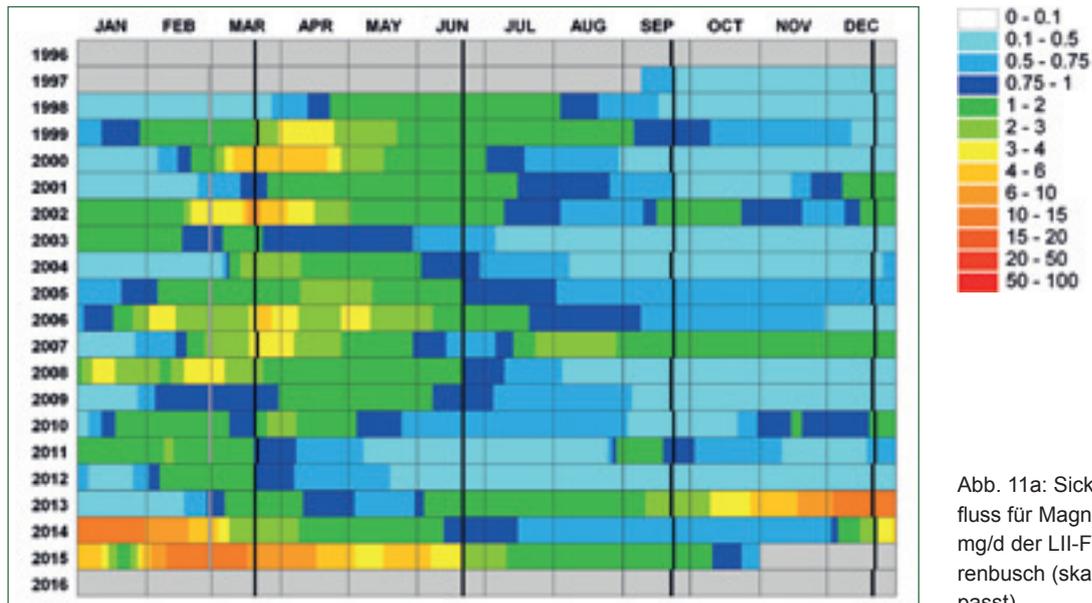


Abb. 11a: Sickerwasserfluss für Magnesium in mg/d der LII-Fläche Beerenbusch (skalenangepasst).

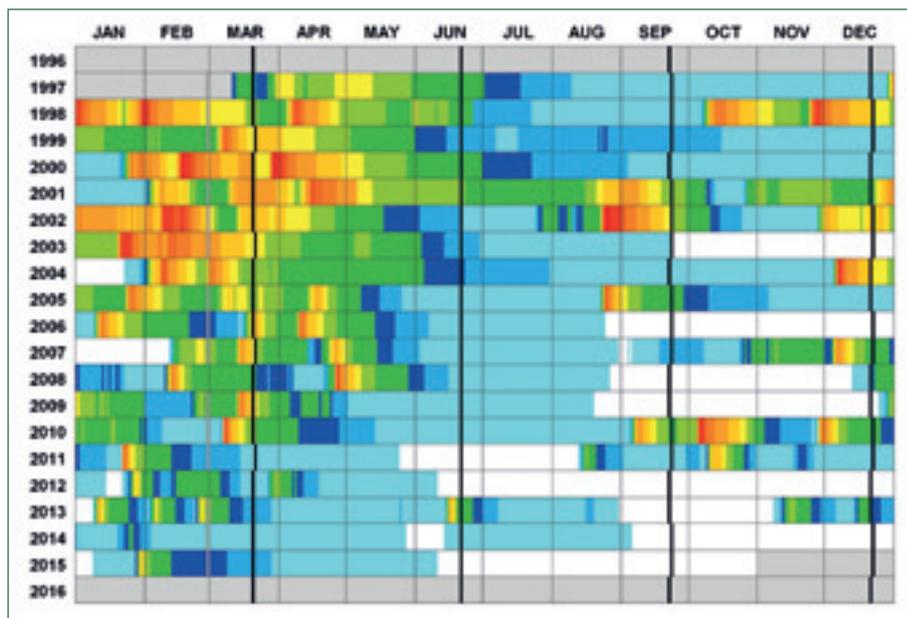


Abb. 11b: Sickerwasserfluss für Magnesium in mg/d der LII-Fläche Neusorgefeld (skalenangepasst).

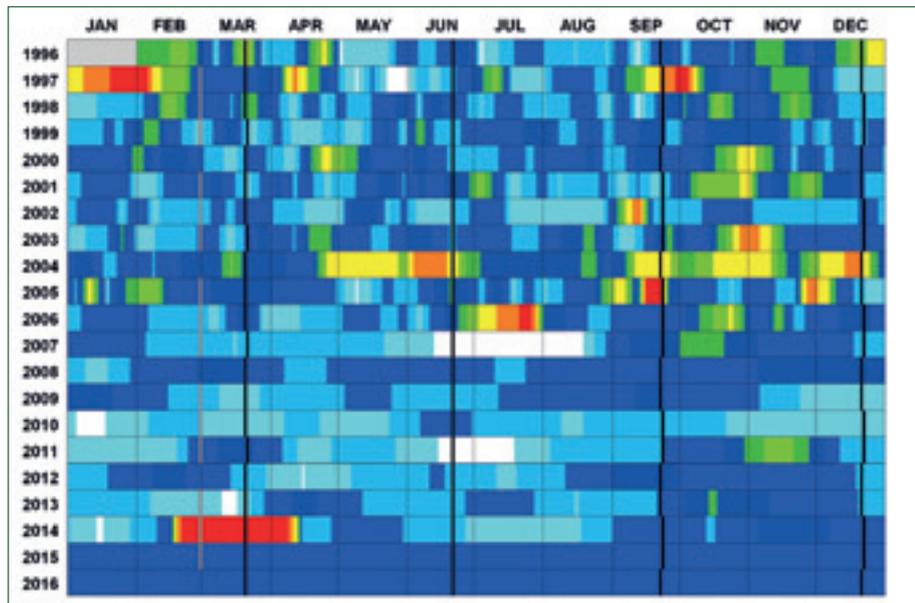
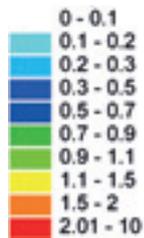


Abb. 12a: Deposition in mg/d für Magnesium der LII-Fläche Beerenbusch.



Abb. 12b: Deposition für Magnesium in mg/d der LII-Fläche Neusorgefeld.

über eine qualitative und quantitative Mineralbestimmung von tiefenstufenweise entnommenen Bodenproben der Level II-Flächen standortbezogen ermittelt werden.

Die Einträge für **Calcium** liegen im Beobachtungszeitraum in Beerenbusch bei 1,57-3,45-8,99, die Austräge bei 6,03-13,89-20,44. In Neusorgefeld liegen die Einträge mit Werten von 1,17-2,90-6,90 etwa im Bereich von Beerenbusch. Die Austräge sind hingegen deutlich höher (1,52-28,53-80,75). Die in Neusorgefeld anfänglich „stark negative“ Bilanz ist in 2014 ausgeglichen, in Beerenbusch „leicht negativ“.

Die Werte für die Einträge von **Kalium** liegen mit 1,31-2,56-4,12 und 1,70-2,37-3,55 für beide Flächen in vergleichbaren Größenordnungen. Die Austräge fallen in Neusorgefeld mit 0,62-1,53-3,03 leicht höher aus als in Beerenbusch (0,26-0,53-0,97). Die Bilanzen sind

für beide Flächen im Wesentlichen positiv. Dies unterstreicht die Ergebnisse von RIEK et al. (2015, S.147).

Die Einträge für **Magnesium** scheinen auf beiden Flächen mit 1,00-1,42-3,28 und 0,37-0,97-1,79 relativ gering auszufallen. Die Austragswerte liegen in Beerenbusch mit 1,47-2,97-4,92 im mittleren Bereich, in Neusorgefeld hingegen werden die hohen Werte der Spanne 0,00-5,12-13,30 besonders in der ersten Dekade des Beobachtungszeitraumes erreicht um danach sehr deutlich abzufallen. Hinsichtlich der Bilanz ist in Neusorgefeld ein deutlicher Trend in Richtung „leicht negativ“ bis „ausgeglichen“ erkennbar. Ein Trend ist in Beerenbusch kaum vorhanden, die Bilanz „leicht negativ“.

Die **Sulfat**-Einträge haben mit einer insgesamt geringen Schwankungsamplitude etwa die gleichen Werte (0,50-1,07-1,70 und 0,51-1,36-2,26). Die Austräge

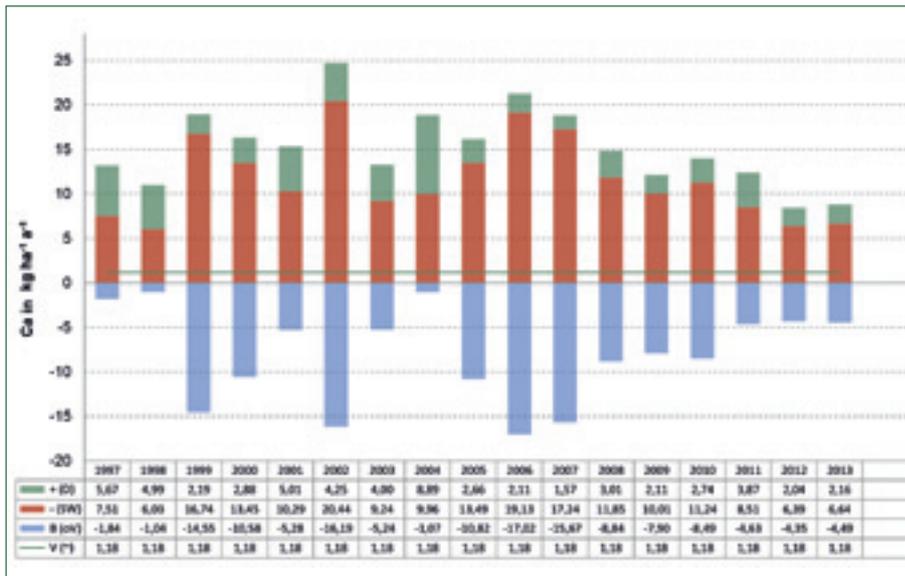


Abb. 13a: Calcium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Beerenbusch.

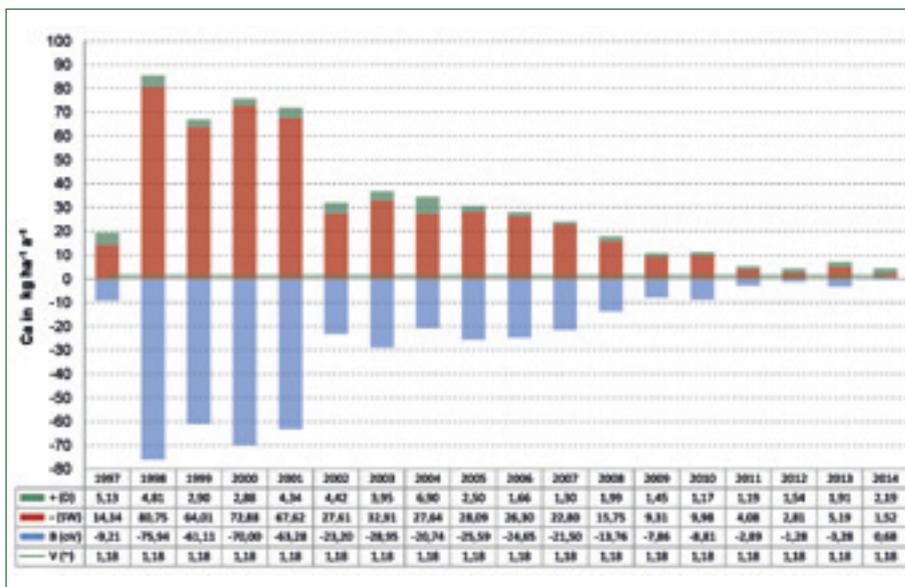


Abb. 13b: Calcium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Neusorgefeld.

+D): Eintrag durch Deposition; -(SW): Austrag durch Sickerwasser; B(oV): Bilanz ohne Verwitterung; V(-): Verwitterung geschätzt

hingegen erreichen in Neusorgefeld im ersten Beobachtungsdrittel extrem hohe Werte (0,89-31,37-81,74). Nach STROHBACH und KONOPATZKY (2002, S. 154) und RIEK et al. (2015, S. 153) führten Kraftwerksstilllegungen bzw. der Einsatz verbesserter Filteranlagen durch Wegfall der pufferwirksamen Flugaschen zu erhöhten Frachten des akkumulierten Schwefels bei ebenfalls erhöhter Auswaschung basischer Kationen (vgl. auch Abbildungen 14b, 15b, 16b). Der Trend des Sulfat-Eintrages und Sulfat-Austrages ist inzwischen deutlich fallend und die Bilanz wird zum Beobachtungsende hin ausgeglichen.

Die Nitrat-Einträge haben auf beiden Standorten unverändert hohe Werte und befinden sich in Neusorgefeld mit einem Bereich von 4,24-4,09-7,78 gegenüber dem Bereich 2,94-4,75-7,24 in Beerenbusch auf noch höherem Niveau. Das Abfallen der Einträge in Neusorgefeld seit 2005 könnte auf die Durchforstung des Kiefernober-

standes und der stärkeren Etablierung des Traubeneiche-Unterstandes zurückzuführen sein.

Die Austräge erreichen in Beerenbusch in den Jahren 2002 bis 2007 erhöhte Werte, die möglicherweise u. a. im erhöhten Sickerwasseranfall begründet liegen. Sie sind im Beobachtungszeitraum jedoch auf beiden Flächen eher unbedeutend. Die Bilanzen sind durchweg positiv. Demnach kann das Stickstoff-Rückhaltevermögen zwar momentan noch als intakt bezeichnet werden; die hohe Stickstoffakkumulation führt jedoch insbesondere im Zusammenhang mit klimabedingt erhöhten Nitrifikationsraten zu einer zunehmenden Austragsgefährdung.

In Beerenbusch sind die Austragswerte um etwa eine Zehnerpotenz (1,48-4,36-8,19) geringer. Auch hier zeichnet sich eine positiv werdende Bilanz ab, die in 2014 fast ausgeglichen ist.

Abb. 14a: Kalium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Beerenbusch.

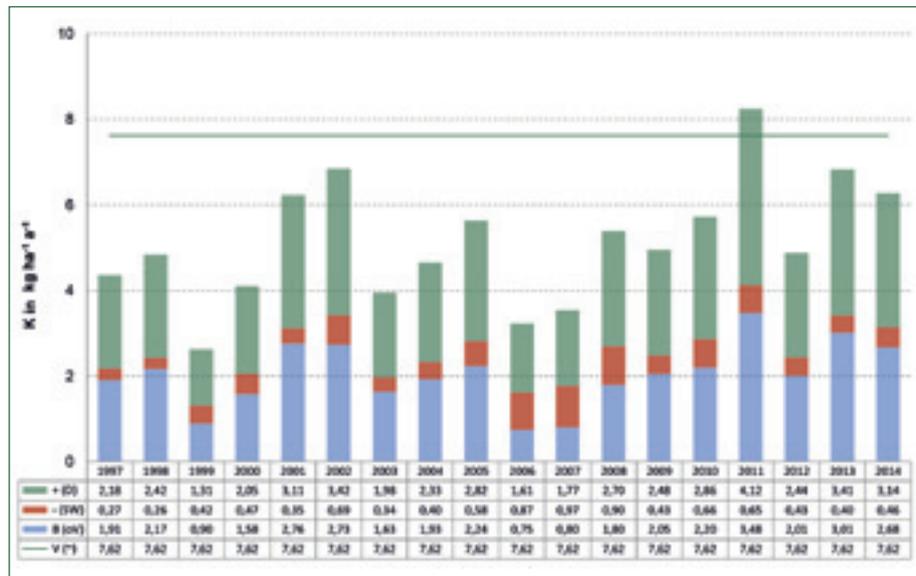
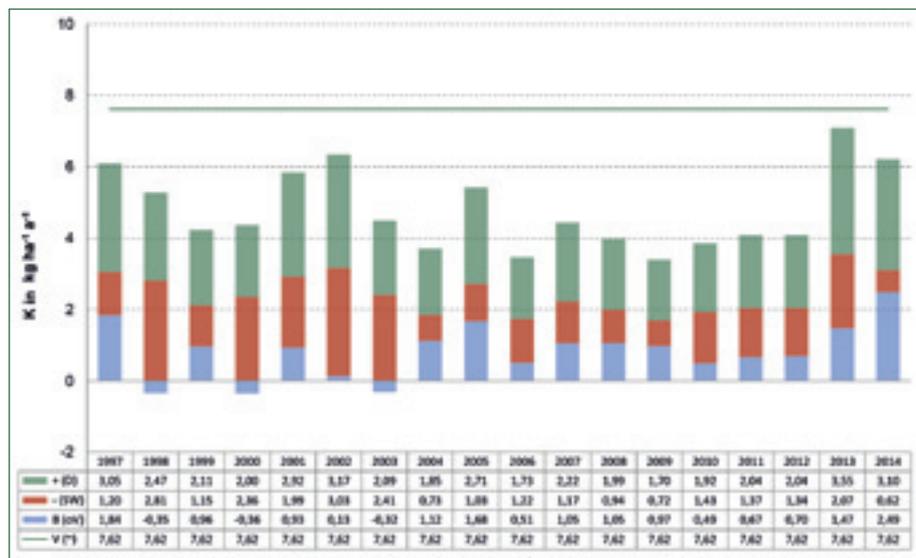


Abb. 14b: Kalium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Neusorgefeld.



+ (D): Eintrag durch Deposition; - (SW): Austrag durch Sickerwasser; B(oV): Bilanz ohne Verwitterung; V(-): Verwitterung geschätzt.

6 Zusammenfassung

Die untersuchten Standorte Beerenbusch (1202) und Neusorgefeld (1205) zeigen hinsichtlich der Stofffrachten unterschiedliche Bilder. Hervorzuheben sind dabei die in Neusorgefeld gegenüber Beerenbusch anfänglich generell höheren Austräge an basischen Kationen (besonders Ca), die vorwiegend auf die starke Sulfatschwefel auswaschung zurückzuführen waren. Dieser Prozess scheint jedoch heute keine akute Rolle mehr zu spielen, so dass es für Neusorgefeld eine deutlich günstigere Ca-Verfügbarkeit im Vergleich zu früheren Auswertungen (vgl. STROHBACH und KONOPATZKY, 2002, S. 153) zu geben scheint. Der durch die Vorbelastung akkumulierte Schwefel wurde teilweise aus dem System ausgetragen. Die mit Reduktion der basischen Depositionen (Flugaschen) einhergehende Verringerung der Basensättigung kann hier als Wiederannäherung an den natürlichen Zustand vor der anthropogenen Aufbasung gesehen werden (vgl. RIEK

et al., in diesem Heft). Hinzu kommt jedoch, dass dem ebenfalls verminderten S-Eintrag ein weiterhin hoher N-Eintrag gegenüber steht, so dass die Gefahr einer weiteren Versauerung der Böden nicht bedeutend geringer geworden ist.

In Beerenbusch ist nach einem deutlich abfallenden Trend für den Magnesium-Austrag ein etwa 2,5-facher Anstieg des Austrags in 2014 gegenüber dem Vorjahr zu verzeichnen. Der Wert reicht fast an die Maximalwerte des Beobachtungszeitraumes heran. Setzt sich dies in den Folgejahren fort, wird hier der Effekt des durch die schlechtere Magnesium-Verfügbarkeit ohnehin latenten Magnesium-Mangels (vgl. RIEK et al., in diesem Heft) noch verstärkt.

Die Bilanzierung des Stoffhaushaltes von Ökosystemen ist eine notwendige Methode die Reaktionen seiner Kompartimente auf sich verändernde Umweltbedingungen zu erkennen. Dabei wird es das Ziel

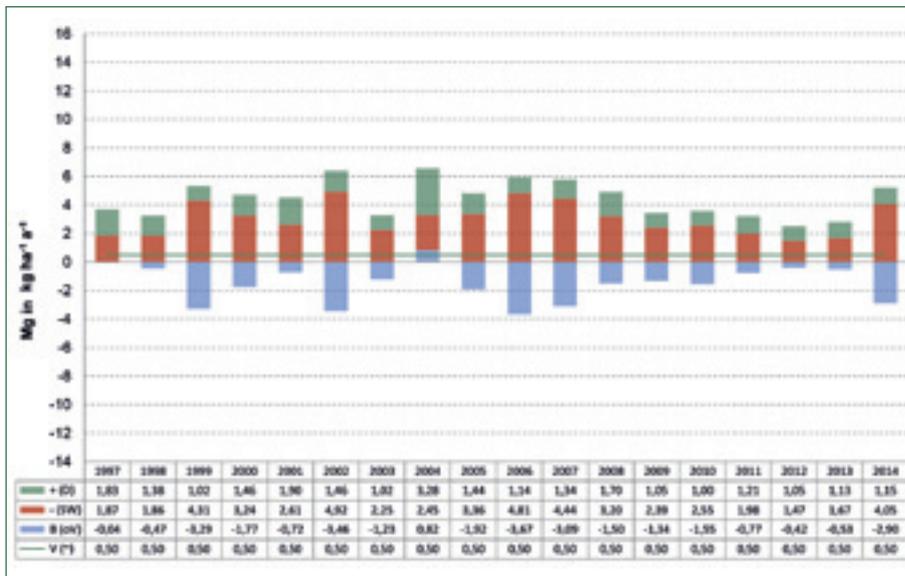


Abb. 15a: Magnesium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Beerenbusch.

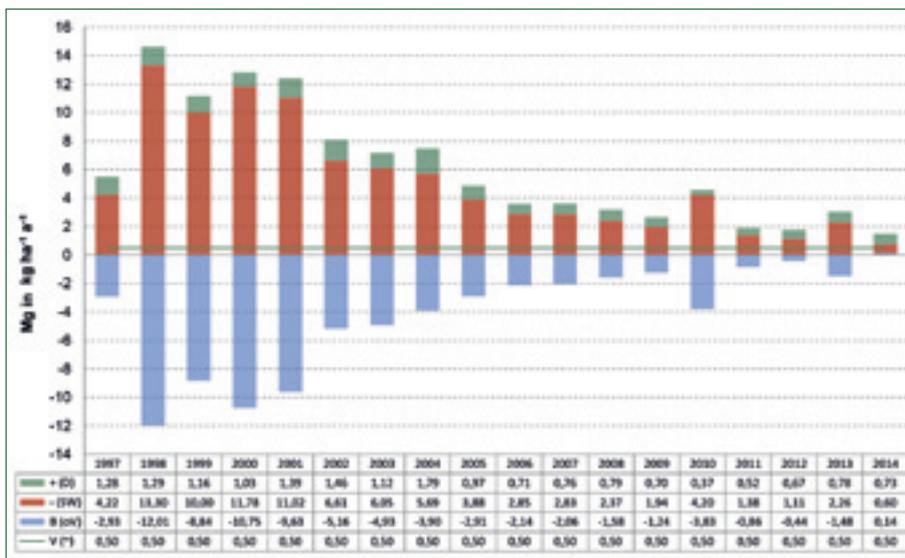


Abb. 15b: Magnesium (Eintrag, Austrag, Bilanz) Neusorgefeld.

+ (D): Eintrag durch Deposition; - (SW): Austrag durch Sickerwasser; B (oV): Bilanz ; V (~): Verwitterung geschätzt.

bleiben anthropogene gegenüber natürlichen Beeinflussungen abzugrenzen um daraus spezifische Handlungsmaßnahmen abzuleiten. Dabei ist es von großem Interesse frühzeitig Trends zu erkennen um das System möglichst mit hoher Distanz zu den Belastungsgrenzen zu halten und ggf. rechtzeitig gegensteuern zu können. Dazu wird es notwendig sein das Waldmonitoring (Level-II-Programm) hinsichtlich der Untersuchung einer noch größeren Palette von Ökosystem-Kompartimenten zu entwickeln. Die Erforschung hochaufgelöster Stoffflussmuster wird unter Nutzung neuer Untersuchungsverfahren zu einer weiter differenzierbaren Bilanzierung in Ökosystemen führen können.

8 Literatur

AG BODENKUNDE (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. Aufl., 438 S., Hannover.

BARTSCH, N. und E. RÖHRIG (2016): Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

BECKER, R. (1999): Dokumentation zu Critical Load-Profile 4.2. Ökodata Strausberg

GREGOR, H.D. und H.D. NAGEL (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer-Verlag Berlin.

HANNEMANN, M. und KOPP, D. (1972): Lithochemische Untersuchungen zur stratigraphischen Gliederung

Abb. 16a: Sulfat (Eintrag, Austrag, Bilanz) Beerenbusch.

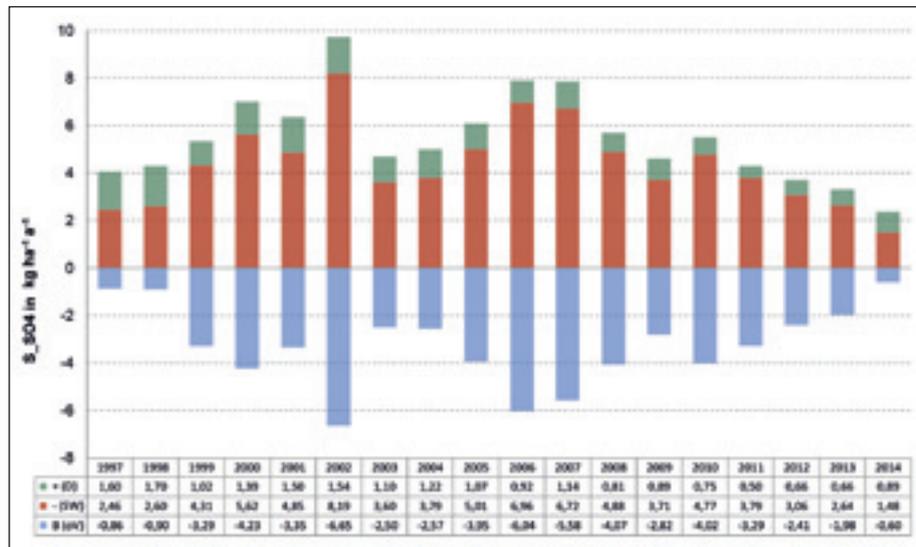
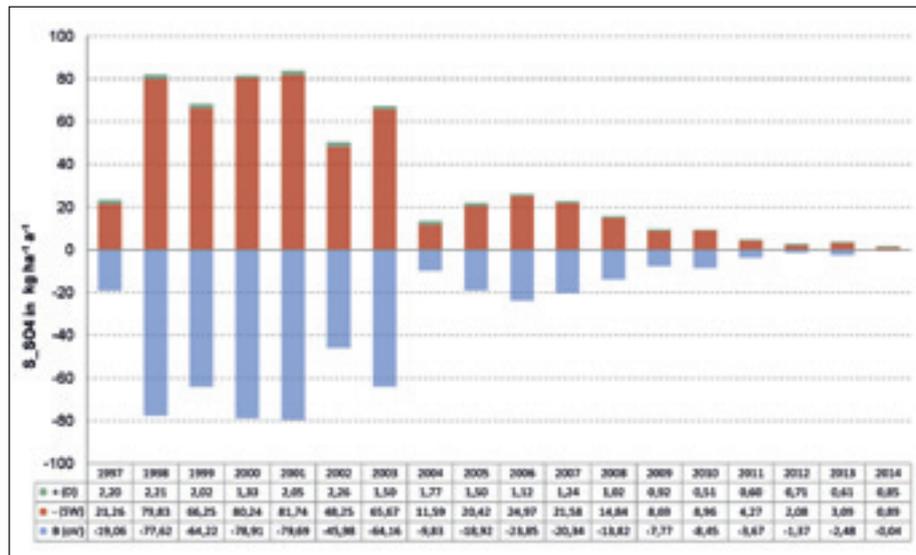


Abb. 16b: Sulfat (Eintrag, Austrag, Bilanz) Neusorgefeld.



+ (D): Eintrag durch Deposition; - (SW): Austrag durch Sickerwasser; B(oV): Bilanz ohne Verwitterung; V(~): Verwitterung geschätzt.

pleistozäner Sedimente. Zeitschrift für angewandte Geologie, Bd. 18, Heft 9, S. 392-400.

KROES, J.G., VAN DAM, J.C., GROENENDIJK, R.F.A. and C.M.J. JACOBS (2009): SWAP Version 3.2. Theory description and user manual. Vol. 1649(02) of Alterra Report, Wageningen.

KÜHN, D., BAURIEGEL, A., MÜLLER H. und N. ROSSKOPF (2015): Charakterisierung der Böden Brandenburg hinsichtlich ihrer Verbreitung, Eigenschaften und Potenziale mit einer Präsentation gemittelter analytischer Untersuchungsergebnisse einschließlich von Hintergrundwerten (Korngrößenzusammensetzung, Bodenphysik, Bodenchemie). Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge 1/2015, S.91, LGB Brandenburg.

RIEK, W., RUSS, A., KÜHN, D., STÄHR, F. und R. KALLWEIT (2015a): Waldbodenbericht Brandenburg – Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebung-

gen BZE-2 und BZE-2a. Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 60. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 172 S.

RIEK, W., KALLWEIT, R., EINERT, P. und B. STROHBACH (2006): Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level-II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg.

ROTHE, P. (1994): Gesteine – Entstehung, Zerstörung, Umbildung. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.

RÖSLER, H. J. (1979): Lehrbuch der Mineralogie. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig.

TGL 25232 (1971): Analyse des Geschiebestandes quartärer Grundmoränen. Stratigraphische Interpretation der Geschiebeanalysen. Zentrales Geologisches Institut Berlin.

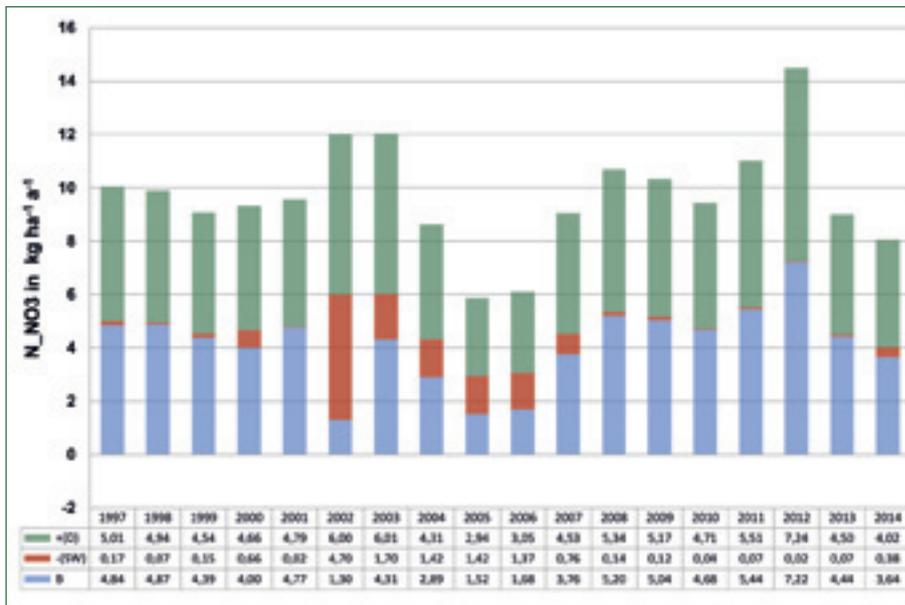


Abb. 17a: Nitrat (Eintrag, Austrag, Bilanz) Beerenbusch.

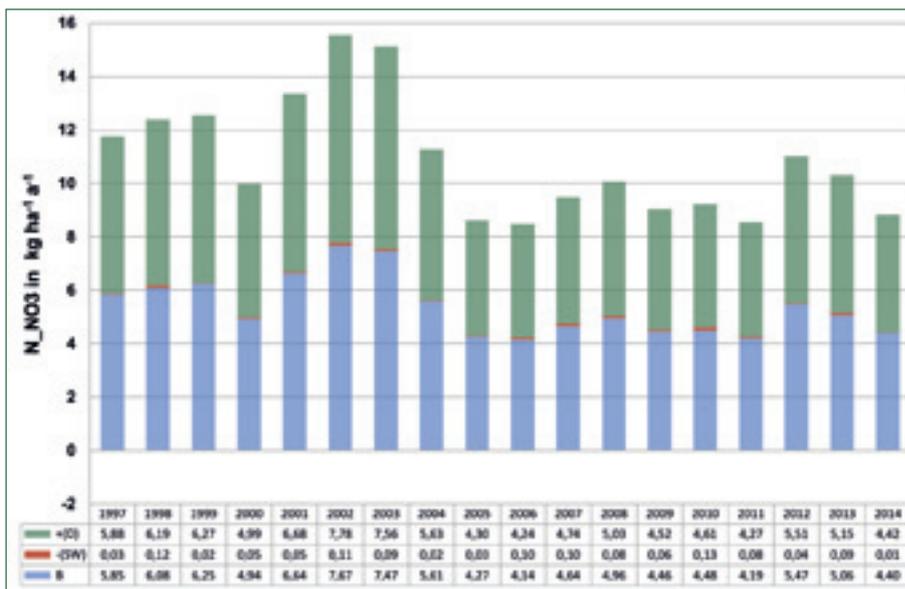


Abb. 17b: Nitrat (Eintrag, Austrag, Bilanz) Neusorgefeld.

+(D): Eintrag durch Deposition; -(-SW): Austrag durch Sickerwasser; B: Bilanz.

STROHBACH, B. und A. KONOPATZKY (2001): Bodenmorphologische und bodenchemische Klassifizierung der brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen (Level). In: Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.): Forstliche Umweltkontrolle-Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. hendrik Bäßler Verlag, Berlin.

VAN DAM, J.C. (2000): Field-scale water flow and solute transport – SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Universität Wageningen. Dissertation.

ZIERDT, M. (1997): Umweltmonitoring mit natürlichen Indikatoren. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

THOME, K. N. (1998): Einführung in das Quartär – Das Zeitalter der Gletscher. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Forstliches Management zur Steuerung des C-Sequestrierungspotentials von Wäldern Brandenburgs einschließlich der Holzprodukte

HUBERT JOCHHEIM UND PAU BRUNET-NAVARRO

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
 Institut für Landschaftssystemanalyse
 Eberswalder Str. 84
 15374 Müncheberg
Hubert.Jochheim@zalf.de

1 Einführung und Ziele

Terrestrische Ökosysteme spielen im globalen Kohlenstoffhaushalt eine wichtige Rolle. In ihrer Vegetation und den Böden binden sie die dreifache Menge an Kohlenstoff des atmosphärischen CO₂-Vorrats (BROADMEADOW und MATTHEWS 2003). Wälder nehmen daran einen erheblichen Anteil ein. Etwa 27-34 % der C-Senken werden weltweit durch Wälder abgedeckt (PAN et al. 2011). Verschiedene forstliche Managementmaßnahmen werden als Optionen zur Steigerung der C-Speicherung in Wäldern diskutiert, um so den Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentrationen zu mindern und Klimaänderungen entgegenzuwirken (JANDL et al. 2007; NABUURS et al. 2008). Im Rahmen des Kyoto-Protokolls kann die C-Sequestrierung der Wälder in der nationalen Treibhausgas-Berichtserstattung als Senke angerechnet werden. Weil auch Holzprodukte einen signifikanten Beitrag bei der C-Speicherung liefern, wurde in der UN-Klimakonferenz in Durban 2011 deren Anrechenbarkeit vereinbart (UNFCCC 2011). Über die direkte C-Speicherung in Holzprodukten hinaus kann auch der Beitrag der Emissionsminderung durch Energie- und Materialsubstitution bei der Holznutzung berücksichtigt werden (SATHRE und O'CONNOR

2010), was allerdings nicht im Forst- und Holzsektor angerechnet wird.

Ziel dieser Untersuchung ist die Quantifizierung der Effekte von forstlichen Managementmaßnahmen auf die potentiellen C-Vorräte in Waldökosystemen in den Kompartimenten Biomasse, Totholz, Streu und Boden sowie in Holzprodukten einschließlich der Substitutionseffekte bei der Nutzung der Holzprodukte. Als forstliche Managementmaßnahmen werden die Länge der Rotationsperiode, die Durchforstungsintensität sowie der Entnahmeanteil berücksichtigt. Letztlich sollen die Effekte des Forstmanagements mit zu erwartenden Effekten durch Klimaänderungen verglichen werden. Untersuchungsgegenstand der Simulationsstudie sind ausgewählte Level II-Standorte Brandenburgs.

2 Methoden

Erster Schritt der methodischen Vorgehensweise ist die Anwendung des physiologisch-basierten C-Haushaltsmodells Biome-BGC (Version ZALF), das den Zuwachs und den Ernteertrag sowie die C-Dynamik in Vegetation, Streu, Totholz, sowie Boden in Abhängigkeit von den Standortbedingungen (z. B. Bodenpro-

Tab. 1: Charakterisierung der bearbeiteten Untersuchungsflächen.

Plot-Nr.	Plot-Bezeichnung	Hauptbaumart	Alter im Jahr 2015 (J)	Meereshöhe (m NN)	Länge (Dez°)	Breite (Dez°)	Lufttemperatur (°C)	Jahresniederschlag (mm)	Bodentyp
1201	Natteheide	Ki	88	63	12,43	53,10	8,3	570	schwach podsolige Braunerde
1202	Beerenbusch Kiefer	Ki	83	71	12,97	53,14	8,1	600	Braunerde
1203	Kienhorst	Ki	111	66	13,64	52,98	8,3	585	Podsol
1204	Weitzgrund	Ki	103	110	12,56	52,19	8,7	570	schwach podsolige Braunerde
1205	Neusorgefeld	Ki	91	60	13,57	51,80	8,3	570	Braunerde
1206	Schwenow	Ki	94	60	14,02	52,16	8,5	550	schwach podsolige Braunerde
1207	Beerenbusch Buche	Bu	127	78	12,99	53,15	8,1	600	schwach podsolige Braunerde

fil, Witterung) und dem forstlichen Management über ganze Rotationsperioden hinweg simuliert. Im zweiten Schritt wird das geerntete Holz den Rohmaterialien zugeordnet, das das Ausgangsmaterial für das Holzproduktmodell stellt, in dem wiederum die C-Pools der Holzprodukte-Klassen in Abhängigkeit ihrer Lebensdauer und Recyclingraten berechnet werden.

2.1 Standorte

Sieben brandenburgische Standorte des Intensiv-Monitorings (ICP Forests Level II) wurden in die Studie einbezogen: die sechs Kiefernstandorte (1201 – 1206) sowie der Buchenstandort Beerenbusch (1207). Eine kurze Charakteristik dieser Standorte liefert Tab. 1.

2.2 Forstliche Managementszenarien

In den forstlichen Managementszenarien werden drei Strategien verglichen. Das Szenario Business as usu-

al (BAU) mit den Werten für die Rotationslänge (R), der Durchforstungsintensität (DI) und des Entnahmeanteils (EA) wird aus den forstlichen Ertragstafeln (LEMBCKE et al. 1976; DITTMAR et al. 1986) abgeleitet. Allein die Rotationslänge für das BAU-Szenario wurde angepasst, um bei allen Szenarien ein kleinstes gemeinsames Vielfaches von 720 Jahren zu ermöglichen. Die Strategie „Ertrag“ zielt auf die Maximierung des Ertrags ab, wobei R verkürzt, DI auf 110 % von BAU erhöht, und EA auf 105 % erhöht wird, während bei der Strategie „Speicher“ zur Maximierung der C-Speicherung im Ökosystem R verlängert, DI auf 80 % vermindert und EA auf 80 % von BAU reduziert wird (Tab. 2). In einer Sensitivitätsstudie wurden die einzelnen Effekte der Managementmaßnahmen separat analysiert. Die Rotationslänge, die Durchforstungsanteile sowie die Entnahmeanteile der drei Managementstrategien werden exemplarisch für einen Kiefern- (1204) und den Buchenbestand (1207) in Abb. 1 dargestellt.

Tab. 2: Strategien des forstlichen Managements mit drei verschiedenen forstlichen Managementmaßnahmen.

Management- maßnahme	Management- strategie	Ertrag (E)	Business as usual (BAU)	Speicher (S)
Rotationsperiode (R)		kurz Buche → 120 J. Kiefer → 90 J.	mittel Buche → 180 J. Kiefer → 120 J.	lang Buche → 240 J. Kiefer → 180 J.
Durchforstungsintensität (DI)		hoch (110 % von BAU)	mittel	gering (80 % von BAU)
Entnahmeanteil (EA)		hoch (105 % von BAU)	mittel	gering (80 % von BAU)

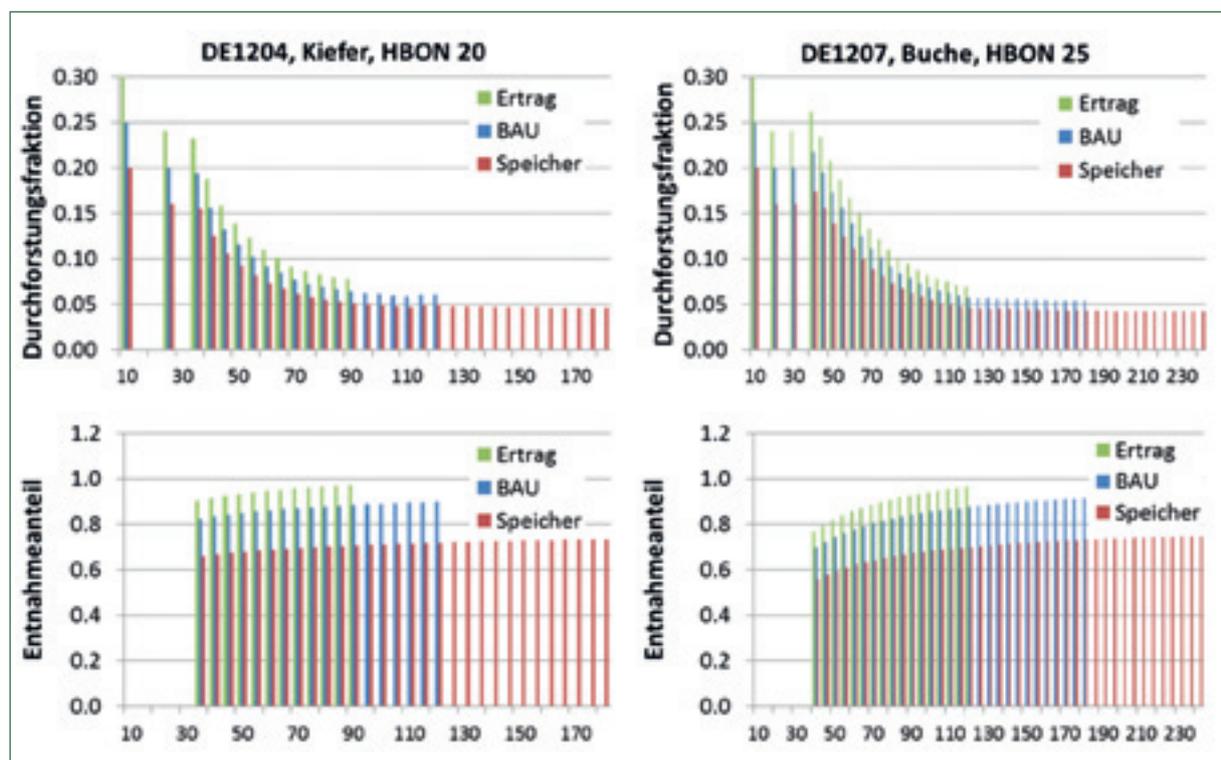


Abb. 1: Durchforstungsfractionen und Entnahmeanteile für die drei Managementstrategien am Beispiel eines Kiefernbestandes (1204) und eines Buchenbestandes (1207).

2.3 Klimaszenarien

Die verwendeten Klimaprojektionen wurden auf Basis der IPCC-SRES Emissionsszenarien B1 und A1B und dem Globalen Klimamodell ECHAM5-MPIOM des Max Planck-Instituts für Meteorologie in Hamburg (JUNGLAUS et al. 2006) aus dem CLM-Datensatz (HOLLWEG et al. 2008) abgeleitet (Tab. 3). Dazu wurden die Regressionen der meteorologischen Parameter des CLM-Datensatzes zu den an den Level II-Standorten gemessenen Wetterdaten analysiert und die Parameter der Klimaprojektionen auf die Level II-Standorte transformiert. Für beide Szenarien wurden jeweils die mittleren CO₂-Konzentrationen der entsprechenden Zeiträume verwendet.

Tab. 3: Verwendete Klimaszenarien mit CO₂-Konzentrationen.

	Gegenwärtiges Klima	Klimaprojektion
Zeitraum	2001 – 2030	2071 – 2100
Klimaszenarien	B1	A1B
konstante CO ₂ -Konzentration	401 ppm	657 ppm

2.4 Kohlenstoffhaushaltsmodell für Waldökosysteme

Für die Berechnung des Kohlenstoffhaushalts der Waldökosysteme wurde eine am Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Müncheberg weiterentwickelte Version des dynamischen Simulationsmodells BIOME-BGC (THORNTON et al. 2002) verwendet, ein Programm zur Berechnung der Fluss- und Poolgrößen des Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalts für die Vegetations- und Bodenkompimente terrestrischer Ökosysteme. In der Originalversion wird BIOME-BGC (Version 4.2) vorwiegend auf regionaler bis globaler Ebene angewendet und be-

rücksichtigt nur natürliche Ökosysteme, aber keine Managementmaßnahmen. Die erweiterte Version des Modells Biome-BGC (Version ZALF) ermöglicht die Simulation von Wäldern unter forstlichem Management auf der Skala des Bestandes bis zur regionalen Skala und berücksichtigt eine höhere Baumarten- und Standortsspezifität (JOCHHEIM et al. 2009; JOCHHEIM et al. 2011). Die Abhängigkeit der Stomataleitfähigkeit von der CO₂-Konzentration wird nach einem Ansatz von MEDLYN et al. (2001) berücksichtigt.

Das Modell berücksichtigt für den Kohlenstoffhaushalt die Biomasse-Kompimente Blatt/Nadel, Stamm/Ast/Zweig, Grobwurzel und Feinwurzel, die Nekromasse-Kompimente Totholz, Streuauflage, sowie die Grobwurzel- und Feinwurzelstreu, und die organische Bodensubstanz (Abb. 2). Es werden die Prozesse Photosynthese, Wuchs- und Erhaltungsrespiration, Allokation der Photosyntheseprodukte mit Blatt/Nadel-, Holz-, Grobwurzel- und Feinwurzelzuwachs, Streufall, Mortalität und Dekomposition mit heterotropher Respiration berechnet. Es ermöglicht die Berechnung verschiedener Bilanzen des C-Haushalts mit Bruttopräprimärproduktion (GPP), Nettoprimärproduktion (NPP), Nettoökosystemproduktion (NEP), Nettobiomeproduktion (NBP) sowie des Nettoaustausch des Holzsektors (NSE).

Das forstliche Management wird nur mit den Optionen Durchforstung und Kahlschlag sowie Pflanzung einschließlich Baumartenwechsel mit definierbarer Länge von Durchforstungsperiode und Rotationsperiode behandelt. Die Durchforstungsanteile werden über Tabellen vorgegeben, die z. B. aus forstlichen Ertrags- tafeln abgeleitet werden können. Die eingeschlagenen Holzvorräte werden in den entnommenen Derbholz- und den im Bestand verbleibenden Feinholzanteil unterteilt, die aus altersabhängigen Biomasse-Expansionsfaktoren (DIETER und ELSASSER 2002) abgeleitet wurden.

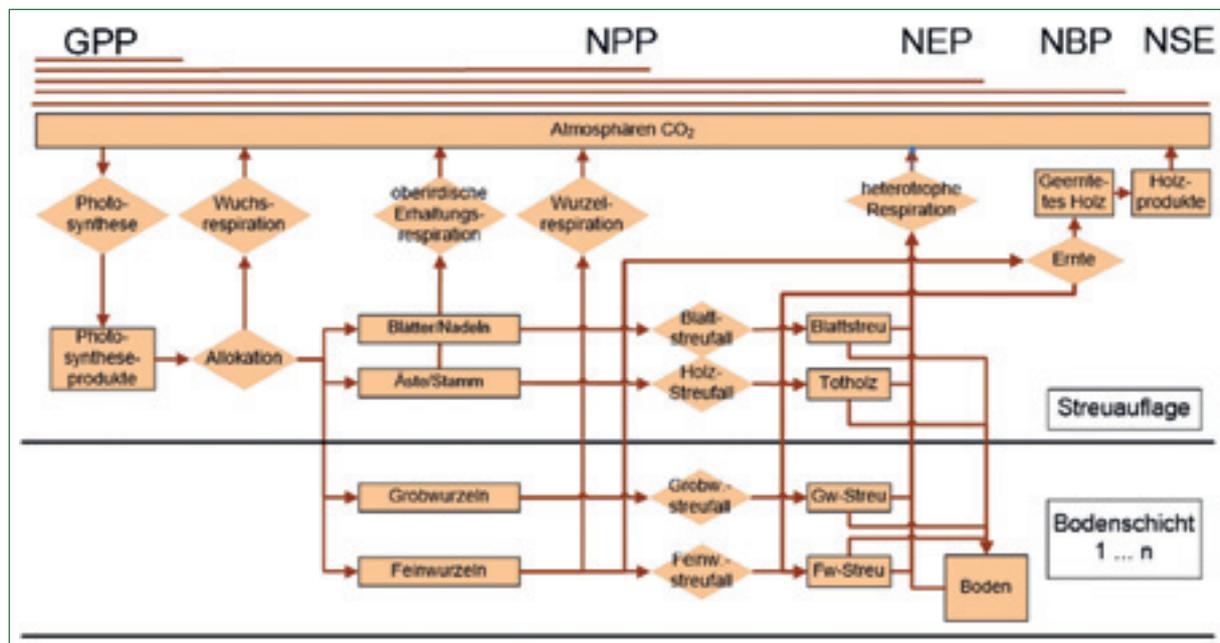


Abb. 2: Kompartimente (Rechtecke) und Flüsse (Rhomben) des Kohlenstoff-Haushalts im Modell Biome-BGC (Version ZALF).

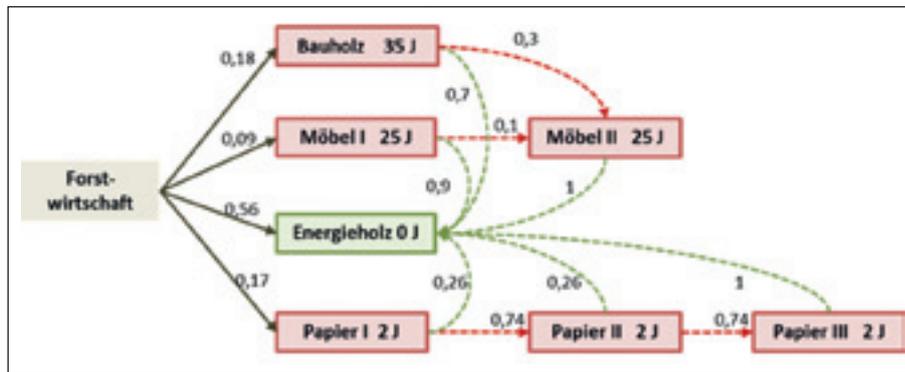


Abb. 3: Kompartimente und Flüsse des Holzprodukte-Modells mit Lebensdauer und Allokationsparametern.

Eingangsdaten des Modells sind die meteorologischen Größen wie Temperatur, Niederschlag, Dampfdruckdefizit, Globalstrahlung als Tageswerte, sowie die Stickstoffdeposition und CO_2 -Konzentration als Jahreswerte. Das Bodenprofil wird durch den pH-Wert, Corg, Stein-, Sand-, Schluff- und Tonanteil, Trockenrohichte, sowie die hydrologischen Parameter Porenvolumen, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt und hydraulische Leitfähigkeit definiert.

2.5 Holzproduktemodell

Das im Modell Biome-BGC berechnete Ernteholz wurde von dem nachgeschalteten Holzproduktemodell CASTLE_WPM (BRUNET-NAVARRO et al. 2017) als Input verwendet, mit dem unter Verwendung der Allokations- und Recyclingparameter sowie der Lebensdauer der Holzprodukte die Entwicklung der C-Vorräte in den Produktklassen kalkuliert wurde (Abb. 3). Die Holzprodukte werden in die Kategorien Bauholz, Möbeln, Papier und Energieholz unterteilt. In dem Modell wurden Ansätze zur Berücksichtigung der Kaskadennutzung realisiert. Daher werden bei den Möbeln zwei und bei Papier drei Unterkategorien unterschieden. Die verwendeten Allokationsparameter von der Forstwirtschaft in die Holzprodukte wurden aus einer Stoffstromanalyse für Deutschland abgeleitet (BÖSCH et al. 2015). Die angenommenen Parameter für Recycling und Lebensdauer werden auf Basis von Literaturstudien ermittelt (EGGERS 2002; SCHELHAAS et al. 2004; SKOG 2008; MANTAU 2012; IPCC 2014). Am Ende der Nutzung werden die Holzprodukte entsprechend einer Normalverteilungsfunktion entnommen, die durch die mittlere Lebensdauer und eine Standardabweichung von $1/3$ der Lebensdauer definiert ist. Die in den einzelnen Jahren entstehenden Holzprodukte werden dem verteilten Ansatz entsprechend (MARLAND et al., 2010) als unabhängige Pools betrachtet. Zur Berechnung des Treibhausgas-Substitutionspotenzials wurden pauschale Faktoren von $1,5 \text{ tC/tC}$ für die Materialsubstitution und $0,67 \text{ tC/tC}$ für die Energiesubstitution nach Ansätzen von SATHRE und O'CONNOR (2010) und RÜTER (2011), zitiert in KNAUF et al. (2015) verwendet. Die Faktoren für die Materialsubstitution wurden auf Bauholz und Möbel, aber nicht auf Papier angewendet. Der methodische Ansatz geht davon aus, dass das gesamte geerntete Holz vollständig alternatives Material substituieren kann.

2.6 Simulationen

Um im Sinne einer Vergleichbarkeit verschiedener Szenarien eine unterschiedliche Gewichtung verschiedener Phasen der Bestandesentwicklung zu vermeiden, mussten alle Varianten über 720 Jahren als kleinstes gemeinsames Vielfaches (kgV) der Rotationsperioden (90, 120, 180 bzw. 240 J.) gerechnet werden. Für alle Simulationsläufe wurden identische Startbedingungen bzgl. des Bestandes gewählt (Alter 1 Jahr, Stamm-C-Vorrat 1 t C ha^{-1} , Blatt-C-Vorrat $0,5 \text{ t C ha}^{-1}$ Wurzeltiefe $0,15 \text{ m}$). Standortbezogene Daten wie Bodenprofil, Stickstoffdeposition und Wetterdaten wurden aus Messungen an den Level II-Standorten übernommen (<http://www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de>). Als Ausgangspunkt für die ökophysiologischen Modellparameter dienten die Werte aus den Projekten ForestFocus (JOCHHEIM und PUHLMANN 2007) und FutMon (JOCHHEIM et al. 2011). Aufgrund von Modellkorrekturen sowie zur Einbeziehung neuerer Messdaten bis Ende 2015 mussten die Kalibrierungen erneut durchgeführt werden.

Vor die eigentlichen Simulationsläufe wurde jeweils eine Vorlaufsimulation über 2160 Jahre gesetzt, um jeweils annähernd Gleichgewichtsbedingungen für die C-Vorräte in Boden, Streuauflage und Totholz als Startwert zu erzielen (spin-up).

3 Ergebnisse

3.1 Zeitliche Entwicklung von C-Vorräten über die Rotationsperiode

Die zeitliche Entwicklung der C-Vorräte in den Wald-ökosystem-Kompartimenten (Abb. 4) sowie in den Holzprodukten (Abb. 5) innerhalb einer Rotationsperiode werden am Beispiel der Fläche 1201 für drei Rotationslängen und zwei Klimaprojektionen B1 und A1B vergleichend gegenübergestellt. Den unterschiedlichen Durchforstungsmaßnahmen und Klimabedingungen entsprechend wachsen die C-Vorräte in der Vegetation unterschiedlich rasch an und gehen bei der Endnutzung wieder auf null zurück (Abb. 4). Die Vegetation unter dem Speicher-Szenario mit der längeren Rotationsperiode kann deutlich höhere C-Vorräte akkumulieren. Die Entwicklung der C-Vorräte in Streu+Totholz spiegelt das Aufkommen von Blatt- bzw. Nadelstreu, von Restholz des geschlagenen Baumholz-

zes und von abgestorbenen Grob- und Feinwurzeln nach den Erntemaßnahmen und Mortalität einerseits und der Dynamik der Dekomposition andererseits wider. Die Simulationen starten zunächst mit relativ hohen Vorräten an Streu+Totholz, die sich aus dem Endwert der vorhergehenden Simulationsperiode ergeben, und sinken dann bis zum Alter von 20 – 40 Jahren ab. Erst durch die Vornutzung und später bei einsetzen der ertragstafelmäßiger Durchforstung werden diese Vorräte wieder etwas aufgefüllt. Durch die Endnutzung am Ende der Rotationsperiode steigen die C-Vorräte an Streu + Totholz wieder stark an, wobei sich auch die Effekte der Managementstrategien und des Klimas auf die Höhe der zuvor akkumulierten C-Vorräte in

der Vegetation widerspiegeln (Abb. 4). Die Boden-C-Vorräte beginnen bei einem plotspezifischen Wert, der sich aus dem Endwert der Vorlaufsimulation ergibt und werden sowohl von den Managementmaßnahmen als auch von den Klimabedingungen bestimmt.

Bei der Dynamik der C-Vorräte in Holzprodukten spiegeln sich einerseits die Holzträge bei Durchforstung und Endnutzung, andererseits die Lebensdauer, Recyclingraten bzw. Kaskadennutzung wider (Abb. 5). Zu Beginn und Ende der Rotationsperiode werden die C-Vorräte von der Endnutzung (ggf. der vorherigen Rotation) bestimmt und liegen daher bei der Speicher-Strategie höher als bei der Ertrags-Strategie. Demge-

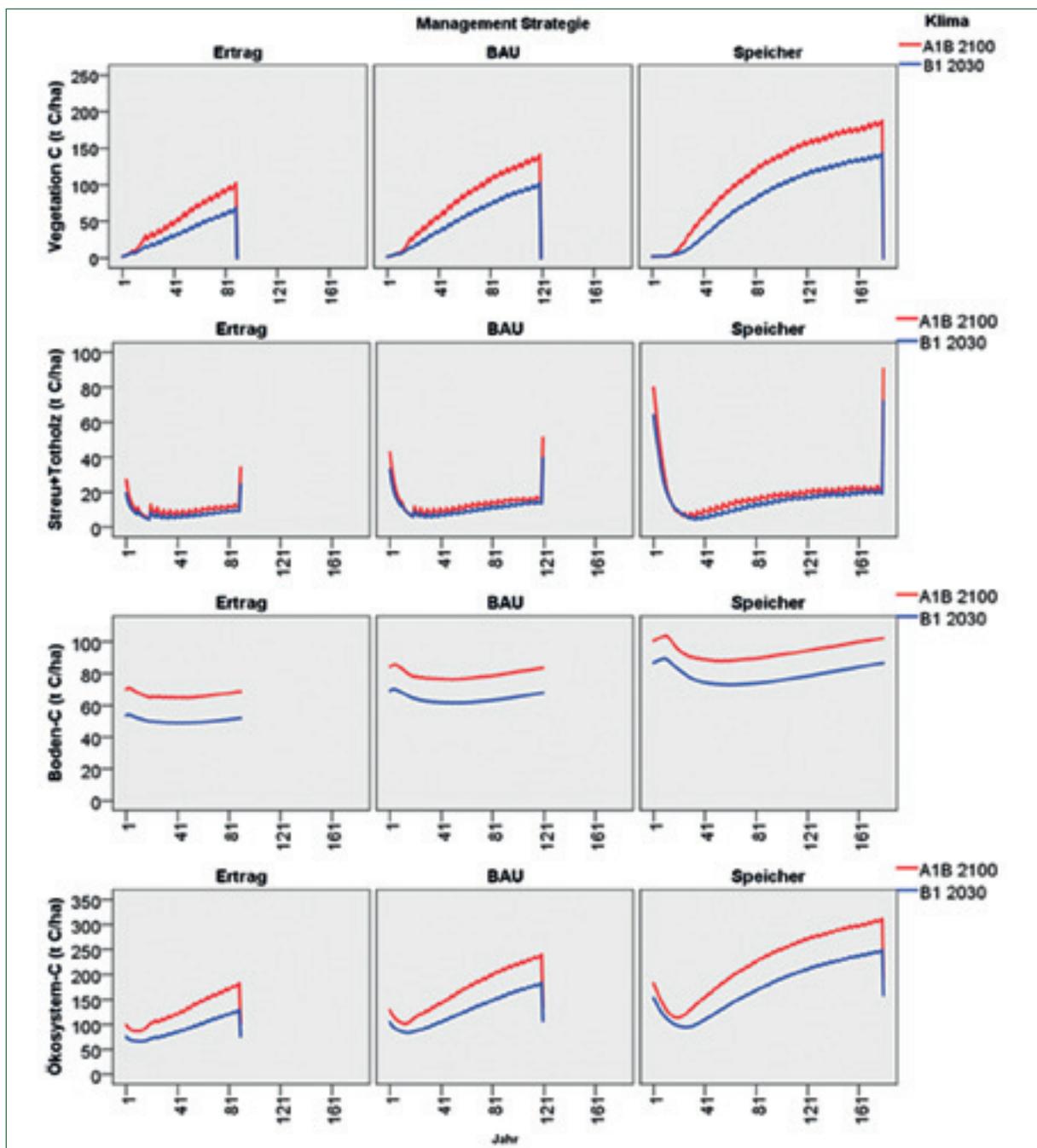


Abb. 4: Entwicklung der C-Vorräte in den Kompartimenten des Waldökosystems über eine Rotationsperiode nach Einstellung des Gleichgewichts. Vergleich von drei Management-Strategien und zwei Klimaszenarien am Beispiel der Level II-Fläche 1201.

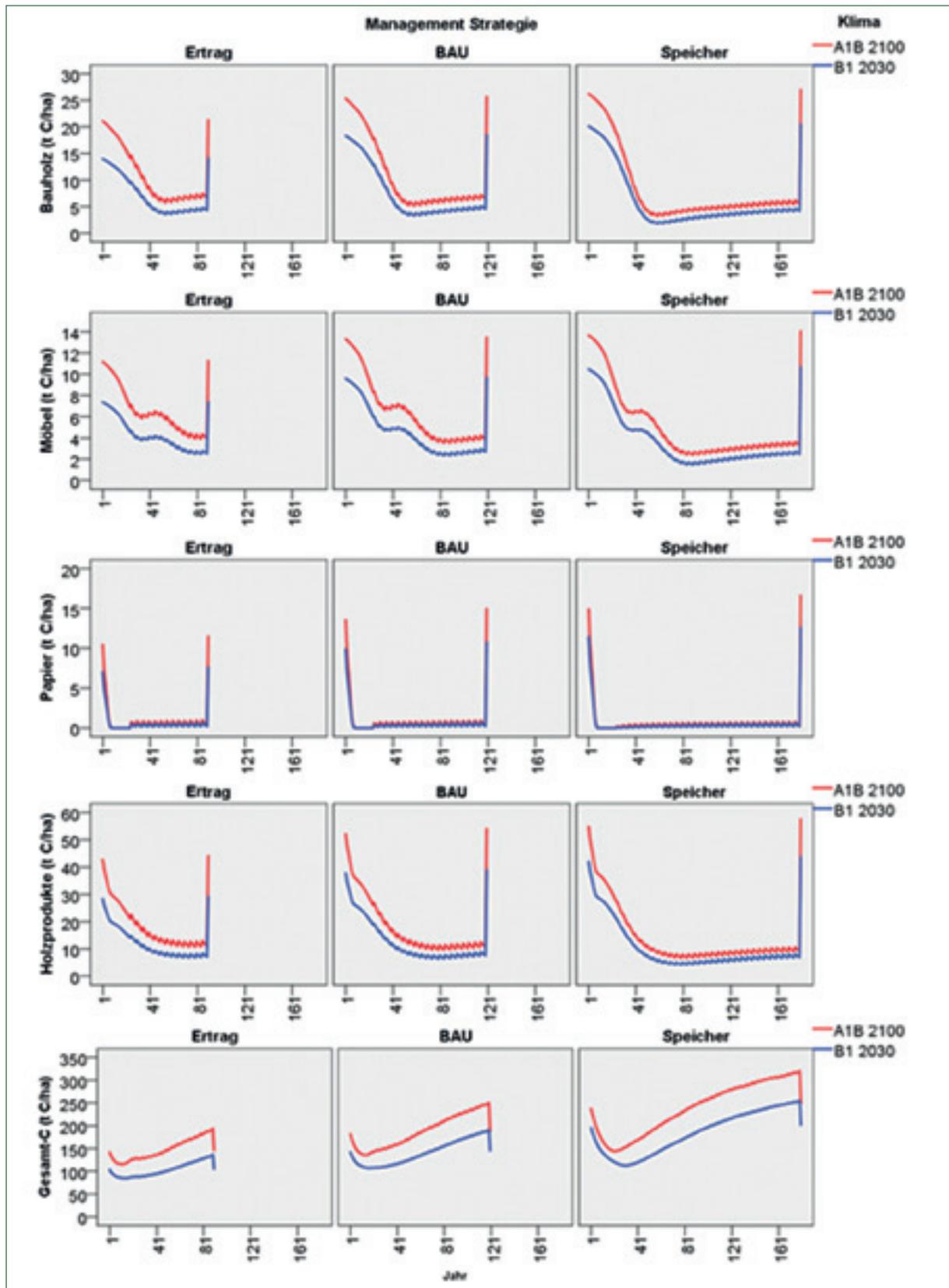


Abb.5: Entwicklung der C-Vorräte in den Holzprodukte-Klassen sowie in der Summe aus Ökosystem und Holzprodukten über eine Rotationsperiode nach Einstellung des Gleichgewichts. Vergleich von drei Management-Strategien und zwei Klimaszenarien am Beispiel der Level II-Fläche 1201.

genüber gehen die C-Vorräte innerhalb der Rotationsperiode hier geringer zurück als bei Strategie „Ertrag“. Beim Möbel-Pool entsteht ein zweiter Peak durch die im Modell vorgesehene Kaskadennutzung nach abgelaufener Lebensdauer des Bauholz-Pools.

Aufgrund der zeitlich versetzten Beiträge der C-Vorräte in Vegetation, Streu+Totholz, Boden und Holzprodukten fällt die Dynamik hinsichtlich der Gesamt-C-Vorräte innerhalb einer Rotationsperiode deutlich geringer aus als bei den Einzelkomponenten (Abb. 5).

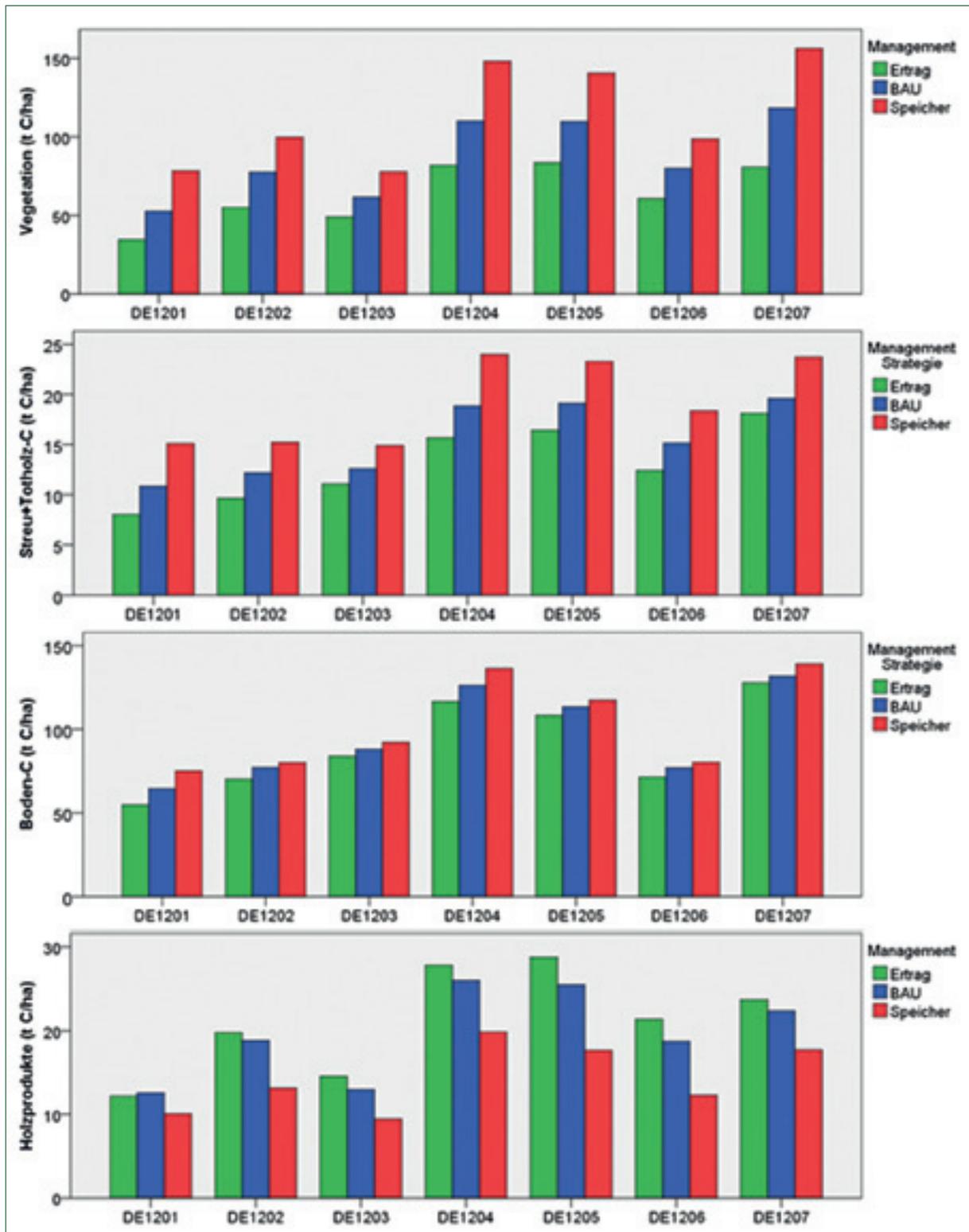


Abb. 6: Mittlere C-Vorräte in den Kompartimenten der sieben Waldökosysteme und in den Holzprodukten für drei Management-Strategien unter Gleichgewichtsbedingungen für das Klimaszenario B1.

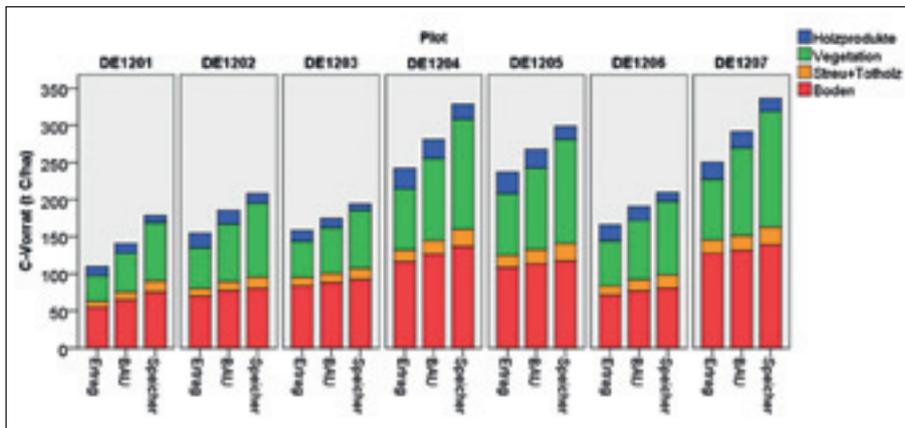


Abb. 7: Beiträge der Kompartimente an den Gesamt-C-Vorräten der sieben Standorte für drei Management-Strategien. Es werden die über die gesamte Simulationsperiode gemittelten C-Vorräte für das Klimaszenario B1 dargestellt.

3.2 Auswirkungen des Forstmanagements auf die mittleren C-Vorräte

Die Waldbaustrategie „Speicher“ bewirkt – gemittelt über eine Simulationsperiode von 720 Jahren – gegenüber dem Waldbauszenario „BAU“ bei allen Plots deutlich erhöhte C-Vorräte in allen Ökosystem-Kompartimenten (Abb. 6). Die Vegetation nimmt davon den größten Anteil ein. Gemittelt über alle sieben Plots steigen die C-Vorräte in der Vegetation um 27,2 t ha⁻¹ (Abb. 9, Tab. 6, 7). Die Vorratsänderungen in den übrigen Kompartimenten sind mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung. Die C-Vorräte in Streu+Totholz werden im Schnitt um 3,7 t ha⁻¹, im Boden um 6 t ha⁻¹ gesteigert. Ein annähernd reziprokes Verhalten mit abnehmenden C-Vorräten in allen Ökosystem-Kompartimenten zeigt die Waldbaustrategie „Ertrag“. In der Vegetation sinken die C-Vorräte bei der Strategie „Ertrag“ um 23,4 t ha⁻¹ und deutlich geringer in Streu+Totholz und Boden ab. Dem Namen der Ma-

nagement-Strategie entsprechend steigt der C-Vorrat in den Holzprodukten unter „Ertrag“ gegenüber „BAU“ an – mit Ausnahme von Plot 1201, während die Strategie „Speicher“ sie deutlich absenkt (Abb. 6). Auch die Ernteentzüge werden im Ertrags-Szenario geringfügig (von 1,83 auf 1,98 t C ha⁻¹ a⁻¹) gesteigert, wogegen die Speicher-Strategie die Ernteentzüge deutlich auf 1,34 t C ha⁻¹ a⁻¹ vermindert. Die Unterschiede der C-Vorräte im Ökosystem können durch die konträr verlaufenden C-Vorratsänderungen in den Holzprodukten nicht ausgeglichen werden, so dass bei Betrachtung der Gesamt-Vorräte (Ökosystem + Holzprodukte) die Speicher-Strategie die höchsten und die Ertrags-Strategie die geringsten C-Vorräte speichert (Abb. 7).

Beim Basisszenario (BAU/B1) speichern die betrachteten Wälder einschließlich der Holzprodukte im Mittel 219 t C ha⁻¹ (Abb. 9, Tab. 6, 7). Das Speicher-Szenario kann diese C-Vorräte um 32 t ha⁻¹ (+14 %) erhöhen, während sie beim Ertrags-Szenario um 31 t ha⁻¹ (14 %)

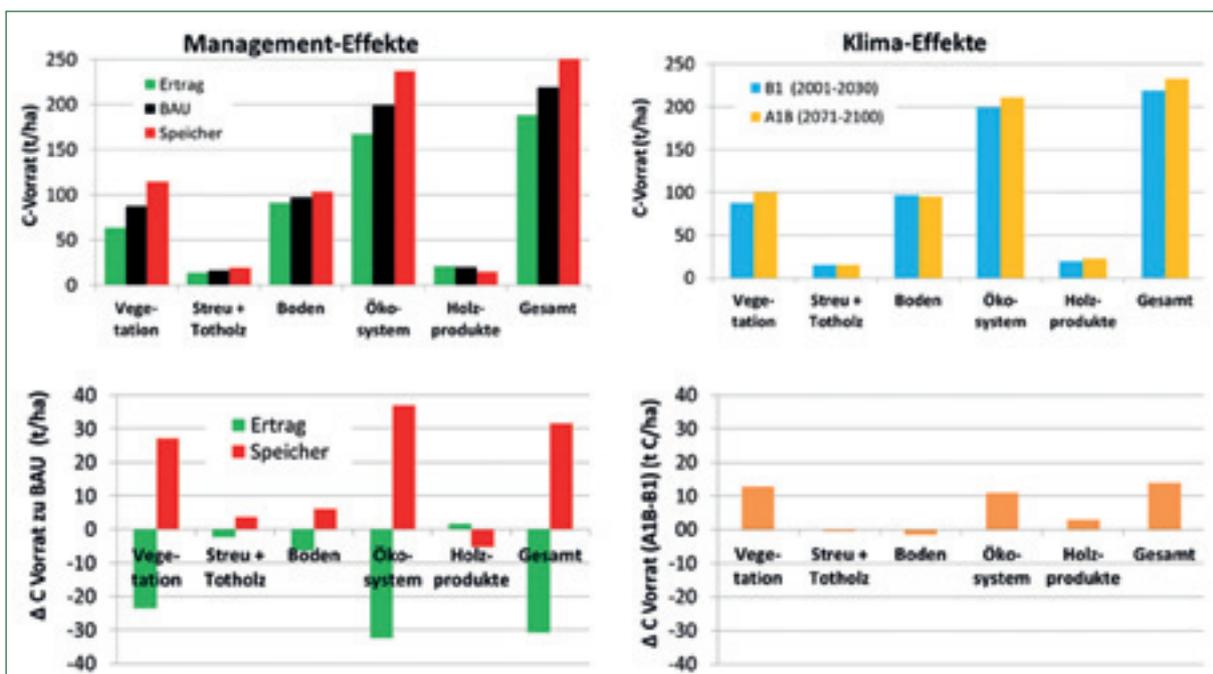


Abb. 8: Mittlere C-Vorräte der Kompartimente (oben) der 7 Standorte unter drei Management-Strategien (links) und 2 Klimaszenarien (rechts). Unten werden die absoluten Änderungen der Managementstrategien und der Klimaszenarien gegenüber dem Basisszenario (BAU bzw. B1) dargestellt.

Tab. 4: Mittlere C-Vorräte in den Kompartimenten und die Anteile an den Gesamt-C-Vorräten unter verschiedenen Managementstrategien und Klimaszenarien.

Management Klimaszenario	C-Vorrat (t ha ⁻¹)				Anteile (%)			
	Ertrag	Speicher	BAU	BAU	Ertrag	Speicher	BAU	BAU
	B1	B1	B1	A1B	B1	B1	B1	A1B
Vegetation	63,7	114,3	87,1	99,9	34	46	40	43
Streu+Totholz	13,1	19,2	15,5	15,2	6,9	7,7	7,1	6,5
Boden	90,4	102,9	96,9	95,3	48	41	44	41
Ökosystem	167,2	236,4	199,5	210,4	89	94	91	90
Holzprodukte	21,2	14,3	19,6	22,4	11	6	9	10
Gesamt-C	188,3	250,7	219,0	232,9	100	100	100	100

vermindert werden. Die wesentlichen Anteile der C-Vorräte entfallen auf den Boden (44 %) und auf die Vegetationskompartimente (40 %), während die Holzprodukte (9 %) und die Streu- und Totholz-Kompartimente (7 %) deutlich geringer beitragen (Tab. 4). Unter dem Einfluss der Management- und Klimaszenarien kommt es zu Verschiebungen der Anteile der C-Vorräte zugunsten der Vegetation (Speicher, A1B) bzw. zugunsten der Holzprodukte und Boden (Ertrag).

3.3 Vergleich von Forstmanagement- mit Klimaeffekten auf die mittleren C-Vorräte

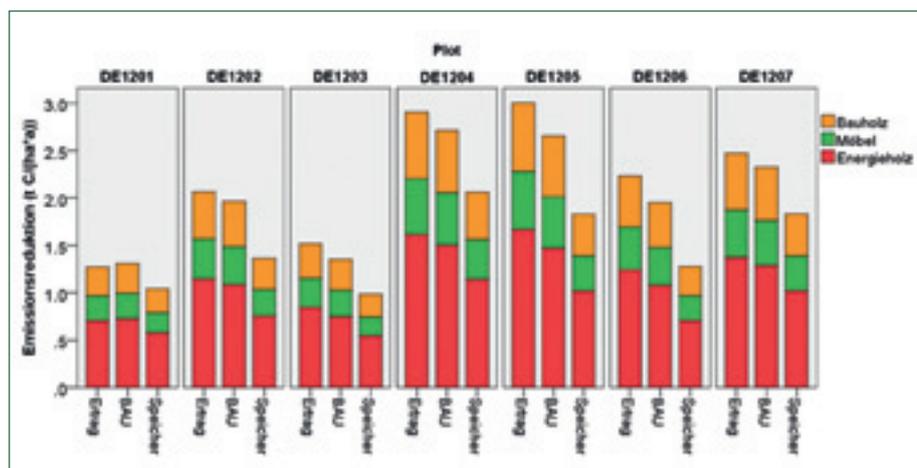
Das Klimaszenario A1B steigert den Holzzuwachs sowie den Holzsertrag gegenüber B1 um 15 %. Entspre-

chend werden die C-Vorräte in der Vegetation und in den Holzprodukten ebenfalls um jeweils 15 % erhöht. Es zeigt sich, dass die Effekte der Managementstrategien „Ertrag“ und „Speicher“ auf die C-Vorräte im Mittel deutlich über den Effekten des Klimaszenarios A1B liegen (Abb. 8, Tab. 4, 5). Auf die Vegetation ist der Effekt des Managements mit Änderungen von -23 (Ertrag) bzw. +27 t C ha⁻¹ (Speicher) z. T. mehr als doppelt so hoch als der des Klimaszenarios A1B (+13 t C ha⁻¹). Auch die C-Vorräte in Streu+Totholz und Boden werden deutlich stärker durch das Management als durch das Klima beeinflusst. Das C-Sequestrierungspotential einschließlich der Holzprodukte übertrifft größenordnungsmäßig die durch Klimaänderungen zu erwartenden Effekte um das 2-3-fache.

Tab. 5: Absolute bzw. prozentuale Änderungen der C-Vorräte in verschiedenen Kompartimenten unter den Managementstrategien Ertrag und Speicher gegenüber BAU und dem Klimaszenario A1B gegenüber B1.

Management Klimaszenario	absolute Änderungen der C-Vorräte (t ha ⁻¹)			prozentuale Änderungen der C-Vorräte (%)		
	Ertrag	Speicher	BAU	Ertrag	Speicher	BAU
	B1	B1	A1B	B1	B1	A1B
Vegetation	-23,4	27,2	12,8	-27	31	15
Streu+Totholz	-2,4	3,7	-0,3	-15	24	-2
Boden	-6,5	6	-1,6	-7	6	-2
Ökosystem	-32,3	36,9	10,9	-16	18	6
Holzprodukte	1,6	-5,3	2,8	8	-27	15
Gesamt-C	-30,7	31,7	13,9	-14	14	6

Abb. 9: Treibhausgas-Substitutionspotenzial durch Material- und Energiesubstitution bei der Holzproduktenutzung der sieben Standorte unter drei Management-Strategien. Die Emissionsreduktion wird über die gesamte Simulationsperiode gemittelt für das Klimaszenario B1 dargestellt und gilt unter der Voraussetzung, dass das gesamte geerntete Holz alternatives Material substituieren kann.



Tab. 6: Mittlere Holzernte und Treibhausgas-Substitutionspotenzial durch Substitutionseffekte unter verschiedenen Managementstrategien und Klimaszenarien. Die Zahlen gelten unter der Voraussetzung, dass das gesamte geerntete Holz alternatives Material substituieren kann.

Management Klimaszenario	C-Flüsse (t ha ⁻¹ a ⁻¹)			
	Ertrag B1	Speicher B1	BAU B1	BAU A1B
Holzernte	1,98	1,34	1,83	2,10
Energiesubstitution	1,23	0,82	1,13	1,30
Materialsubstitution	0,99	0,66	0,91	1,04
Emissionsminderung durch Substitution	2,21	1,49	2,04	2,34

Tab. 7: Mittlere Änderungen der Holzernte und des Treibhausgas-Substitutionspotenzial durch Holznutzung unter den Managementstrategien Ertrag und Speicher gegenüber BAU und dem Klimaszenario A1B gegenüber B1.

Management Klimaszenario	Änderungen der C-Flüsse (t ha ⁻¹ a ⁻¹)		
	Ertrag B1	Speicher B1	BAU A1B
Holzernte	0,151	-0,492	0,267
Energiesubstitution	0,096	-0,308	0,165
Materialsubstitution	0,076	-0,246	0,132
Emissionsminderung durch Substitution	0,173	-0,553	0,298

3.4 Auswirkungen des Forstmanagements auf das Treibhausgas-Substitutionspotenzial der Holznutzung

Die Effekte des Forstmanagements auf das Treibhausgas-Substitutionspotenzial bei der Holznutzung im Vergleich zu alternativen Produkten können als C-Flüsse betrachtet werden, die an die Entstehung des jeweiligen Holzprodukts gekoppelt sind, unter der Voraussetzung, dass das gesamte geerntete Holz auch alternatives Material substituieren kann. Unter den verwendeten Parametern des Holzproduktmodells und den Faktoren für Energie- und Materialsubstitution entspricht die gesamte Emissionsreduktionen, gemessen als C-Fluss in tC ha⁻¹ a⁻¹, dem 1,11-fachen der jährlichen Holzernte (Tab. 6). Es zeigt sich, dass das gegenüber BAU um 0,151 tC ha⁻¹ a⁻¹ gesteigerte Holzaufkommen der Ertrags-Strategie mit erhöhter Emissionsreduktion von 0,173 tC ha⁻¹ a⁻¹ durch Substitutionseffekte verbunden ist, wogegen diese in der Speicher-Strategie deutlich vermindert werden (Abb. 9, Tab. 6, 7).

Eine Erhöhung der Gesamt-C-Vorräte der Speicher-Strategie von 32 t ha⁻¹ (Tab. 5) gegenüber BAU ist auf der anderen Seite mit geringeren Emissionsminderungen durch Substitutionseffekte von jährlich 0,55 tC ha⁻¹ (Tab. 7) verbunden. Umgekehrt stehen den Nachteilen der Ertrags-Strategie hinsichtlich der C-Speicherung in Ökosystem und Holzprodukten Vorteile bei den Substitutionseffekten (Emissionsminderung = 0,173 tC ha⁻¹ a⁻¹) gegenüber.

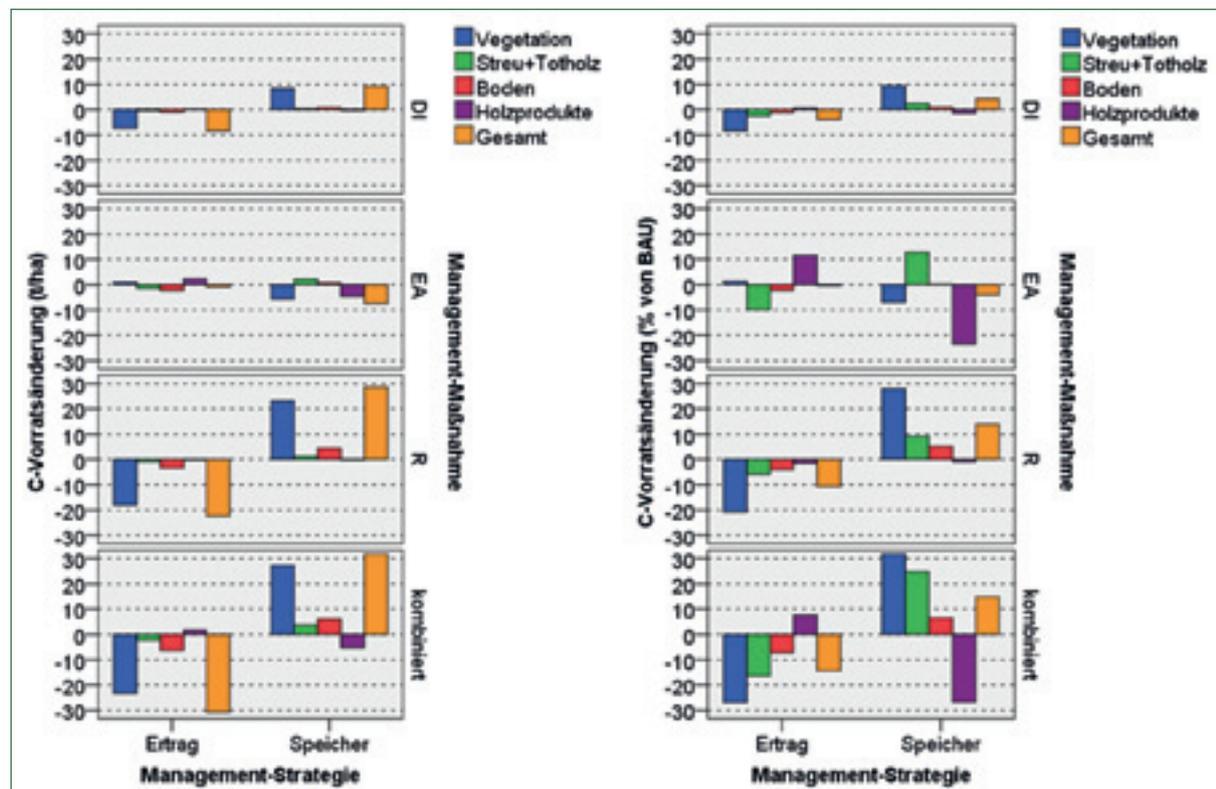


Abb. 10: Absolute (links) bzw. prozentuale (rechts) Sensitivität der Management-Maßnahmen (DI = Durchforstungsintensität, EA = Entnahmeanteil, R = Rotationsperiode) auf die C-Vorräte in verschiedenen Kompartimenten unter dem Klimaszenario B1 als Mittelwerte über alle Plots.

3.5 Sensitivitäten einzelner Managementmaßnahmen

Die einzelnen Maßnahmen der Managementstrategien haben unterschiedlich starke Effekte auf die C-Vorräte in den einzelnen Kompartimenten. Auffallend ist der dominierende Einfluss der Rotationslänge auf die C-Vorräte in der Vegetation sowie auf die Gesamt-C-Vorräte auf (Abb. 10). In deutlich geringerem Umfang steigert eine längere Rotationsperiode aber auch die C-Vorräte in Streu+Totholz sowie im Boden. Auf den C-Vorrat in den Holzprodukten wirkt sie sich vernachlässigbar gering aus. Entnahmeanteil und Durchforstungsintensität wirken sich absolut gesehen deutlich geringer aus als die Rotationslänge. Der Entnahmeanteil hat kaum Einfluss auf die Vegetation und den Boden. Ein erhöhter Entnahmeanteil bei der Ertrags-Strategie steigert den C-Vorrat in den Holzprodukten, senkt aber den von Streu+Totholz. Die Durchforstungsintensität wirkt sich nur auf die Vegetation und die Gesamt-C-Vorräte aus, während Effekte auf Streu+Totholz, Boden und die Holzprodukte kaum merklich sind.

4 Diskussion

4.1 Diskussion der Methoden

Das verwendete Modell Biome-BGC (Version ZALF) ist als „big-leaf“-Modell konzipiert, d.h. außer den C-Pools der Biomasse (Nadel/Blatt, Stamm, Grobwurzel, Feinwurzel) gibt es keine räumliche Struktur innerhalb des Bestandes. Die Stämme werden nur als ein C-Pool für den Holzvorrat geführt. Baumhöhe, Durchmesser und Stammzahl werden nicht simuliert, können allenfalls aus den Stamm-C-Vorräten mit bestimmten Annahmen zurückgerechnet werden. Diese Modellkonzeption hat bei der Simulation forstlicher Managementmaßnahmen Grenzen. Daher konnten in dieser Untersuchung allein die Durchforstungsintensität, der Entnahmeanteil und die Rotationslänge variiert werden. In der Forstwirtschaft gebräuchliche Durchforstungsverfahren, die auf einzelbaumbezogenen Informationen beruhen, wie z. B. Niederdurchforstung, Hochdurchforstung oder Zielstärkennutzung, können durch das Simulationsmodell dagegen nicht simuliert werden. Auch Voranbau zur Vermeidung von Kahlschlag konnte mit dieser Modellversion nicht berücksichtigt werden.

Beim Vergleich der Ergebnisse mit Literaturwerten muss die methodische Vorgehensweise dieser Untersuchung berücksichtigt werden. Sie bedingt, dass hier Aussagen zur potentiellen C-Speicherung gemacht werden, nicht aber zur kurz- oder mittelfristigen Dynamik der C-Sequestrierung. Die C-Vorräte in den Vegetationskompartimenten fließen als Mittelwerte über eine Rotationsperiode ein. Für die Kompartimente Boden, Streu- und Totholz sowie für die Holzprodukte wird davon ausgegangen, dass Gleichgewichtsbedingungen erreicht wurden. Für den Boden-C-Pool stellt sich dies u. U. erst nach mehreren tausend Jahren ein. Die hier gewählte Vorlaufsimulation von 2160 Jahren erzielt bei manchen Standorten daher nur eine Annäherung an das Gleichgewicht des Boden-C-Vorrats.

Bei den Kompartimenten mit höheren Umsatzraten (Streu, Totholz, Holzprodukte) wird das Gleichgewicht zwar schneller erreicht, aber die Dynamik der C-Vorräte wird von der Dynamik innerhalb der Rotationsperiode dominiert (Abb. 4, 5).

4.2 Diskussion der Ergebnisse

In dieser Simulationsstudie wurden die Effekte zweier forstlicher Managementstrategien (Ertrag, Speicher) im Vergleich zu „Business as usual“ auf die C-Speicherung im Ökosystem und in den Holzprodukten für sieben brandenburgische Level II-Bestände quantifiziert und den Effekten des Klimaszenarios A1B im Vergleich zu B1 gegenübergestellt. Die Auswahl der sieben Level II-Flächen mit sechs Kiefern- sowie einem Buchenbestand erlaubt sicher keine flächenrepräsentativen Aussagen für die Wälder Brandenburgs, kann aber die Wirkungszusammenhänge prinzipiell darstellen.

Es konnte gezeigt werden, dass durch entsprechende Managementstrategien ein erhebliches C-Sequestrierungspotential besteht. So kann die Speicher-Strategie den ökosysteminternen C-Vorrat um 37 t ha^{-1} (18 %) bzw. den des gesamten Holzsektors um 32 t ha^{-1} (14 %) steigern. Umgekehrt hat die Ernte-Strategie gegenüber BAU und der Speicher-Strategie deutlich größere Vorteile bei der Emissionsreduktion durch Substitutionseffekte bei der Holzproduktenutzung. Die Emissionsreduktionen der Strategien sind jedoch nicht direkt mit den C-Pools vergleichbar, sondern nur deren Änderungen jeweils in Relation zur Strategie BAU. Eine Erhöhung der Gesamt-C-Vorräte der Speicher-Strategie von 32 t ha^{-1} gegenüber BAU ist auf der anderen Seite mit verminderten Emissionsminderungen durch Substitutionseffekte von jährlich $0,55 \text{ tC ha}^{-1}$ verbunden. Das bedeutet, dass der Vorteil der Speicher-Strategie nach 57 Jahren aufgebraucht ist. Umgekehrt egalisieren die Vorteile der Ertrags-Strategie hinsichtlich der Substitutionseffekte (Emissionsminderung = $0,173 \text{ tC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) die Nachteile der potentiellen C-Speicherung erst nach 178 Jahren.

In einer vergleichbaren Simulationsstudie für Brandenburg mit Analyse der Sensitivitäten der einzelnen Managementmaßnahmen bewirkten stärkere Durchforstungsintensitäten sinkende C-Vorräte in der Vegetation in ähnlicher Größenordnung (LASCHE et al. 2005). Auch die Effekte auf die Boden-C-Vorräte wiesen bei dieser Untersuchung in die gleiche Richtung (abnehmende Vorräte), wenngleich die Größenordnung methodisch bedingt nicht direkt zu vergleichen ist. Eine veränderte Rotationslänge bewirkt auch hier ähnliche Effekte für die C-Vorräte in der Vegetation wie in der vorliegenden Untersuchung.

Die Anwendung der Volumenstrategie, die durch kurze Rotationsperioden, hohe Entnahmeanteile ohne Bestandteile einer Zielstärkennutzung charakterisiert ist, führte im Forstbereich Nordrheinwestfalens ebenfalls zu geringer C-Sequestrierung in Wäldern einschließlich der Holzprodukte, während die Speicher-Strategie (lange Rotationsperiode, geringe Entnahmeanteile,

hohe Zielstärken) zu einer höheren C-Speicherung führte (KNAUF et al. 2015). Bei dieser über 50 bzw. 90 Jahre laufenden Simulationsstudie ist jedoch zu berücksichtigen, dass die C-Sequestrierung auch durch Effekte der Altersklassenverteilung und der Baumartendiversität im Startjahr 2011 geprägt ist und insofern nicht mit der potentiellen C-Sequestrierung der vorliegenden Untersuchung vergleichbar ist. Wenn in die Untersuchung die Energie- und Materials substitution der Holznutzung in die Betrachtung mit einbezogen wird, kehrt sich deren Bewertung der Szenarien um, sodass dann die Volumen- gegenüber der Speicherstrategie Vorteile hinsichtlich der C-Sequestrierung hat. Unsere Ergebnisse bestätigen daher grundsätzlich deren Ergebnisse, auch wenn die methodischen Ansätze nicht direkt vergleichbar sind.

Bei dem gewählten methodischen Ansatz wurden andere mögliche Effekte der Managementstrategien außer Acht gelassen. So fördern längere Rotationsperioden das Risiko z. B. für Sturmschäden und Insektenkalamitäten, also Ereignisse, die einerseits die C-Speicherfähigkeit der Ökosysteme mindern können. Zudem wurde bei den Szenarien vorausgesetzt, dass es keine Rückkopplungen zwischen Holzangebot und -bedarf gibt, sondern dass z. B. ein erhöhtes Holzangebot automatisch einen erhöhten Bedarf hervorruft, und dass ein veränderter Holzerntrag der Management-Strategien weder Einfluss auf die Holznutzung (Allokation, Lebensdauer, Recycling) noch auf die Substitutionsfaktoren hat.

5 Literatur

- BÖSCH, M.; JOCHEM, D.; WEIMAR, H.; DIETER, M. (2015): Physical input-output accounting of the wood and paper flow in Germany. *Resources, Conservation and Recycling* 94: 99-109.
- BROADMEADOW, M.; MATTHEWS, R. (2003): Forests, Carbon and Climate Change: the UK Contribution. In: *Forestry Commission* (Hrsg.), Edinburgh. 12 S.
- BRUNET-NAVARRO, P.; JOCHHEIM, H.; MUYS, B. (2017): Effect of cascade use on the carbon balance of the German and European wood sectors. *Journal of Cleaner Production* (eingereicht).
- DIETER, M.; ELSASSER, P. (2002): Carbon stocks and carbon stock changes in the tree biomass of Germany's forests. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121, 195-210.
- DITTMAR, O.; KNAPP, E.; LEMBCKE, G. (1986): DDR-Buchenertragstafel 1983. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Eberswalde.
- EGGERS, T. (2002): The impacts of manufacturing and utilization of wood products on the European carbon budget. In: Päivinen, R. (Hrsg.), *Internal Report*. European Forest Institute, Joensuu, Finland, 89 S.
- HOLLWEG, H.-D.; BÖHM, U.; FAST, I.; HENNEMUTH, B.; KEULER, K.; KEUP-THIEL, E.; LAUTENSCHLAGER, M.; LEGUTKE, S.; RADTKE, K.; ROCKEL, B.; SCHUBERT, M.; WILL, A.; WOLDT, M.; WUNRAM, C. (2008): Ensemble Simulations over Europe with the Regional Climate Model CLM forced with IPCC AR4 Global Scenarios. In: *Modelle und Daten Technical Report*. Max Planck Institute for Meteorology, Hamburg, 150 S.
- IPCC (2014): 2013 Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. In: HIRAIISHI, T.; KRUG, T.; TANABE, K.; SRIVASTAVA, N.; JAMSRANJAV, B.; FUKUDA, M.; TROXLER, T. (Hrsg.). IPCC, Switzerland.
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARRITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D.W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K.A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253-268.
- JOCHHEIM, H.; JANOTT, M.; GRANKE, O.; OLSCHOFSKY, K.; FISCHER, R.; FLECK, S.; KALLWEIT, R.; SCHULZ, C. (2011): Modelling the carbon budget of forests at intensive monitoring plots under current and future climate with Biome-BGC. Further Development and Implementation of an EU-Level Forest Monitoring System – FUTMON. Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Müncheberg, 98 S.
- JOCHHEIM, H.; PUHLMANN, M. (2007): Ergebnisse der Simulationsrechnungen mit BIOME-BGC. In: BADECK, F.W.; BEESE, F.; BERTHOLD, D.; EINERT, P.; JOCHHEIM, H.; KALLWEIT, R.; KONOPATZKY, A.; LASCH, P.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; PUHLMANN, M.; RASPE, S.; SCHULTE-BISPING, H.; SCHULZ, C.; SUCKOW, F. (Hrsg.), *Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung von Modellen des Kohlenstoffumsatzes in Waldökosystemen und deren Böden – Abschlussbericht der Forest Focus C2-Projekte DE 2003/2004 BB5, DE 2003/2004 BY4, DE 2003/2004 NI6*, Freising, Göttingen, Eberswalde, Müncheberg, Potsdam, S. 82-94.
- JOCHHEIM, H.; PUHLMANN, M.; BEESE, F.; BERTHOLD, D.; EINERT, P.; KALLWEIT, R.; KONOPATZKY, A.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; RASPE, S.; SCHULTE-BISPING, H.; SCHULZ, C. (2009): Modelling the carbon budget of intensive forest monitoring sites in Germany using the simulation model BIOME-BGC. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 2, 7-10.
- JUNGCCLAUS, J.; KEENLYSIDE, N.; BOTZET, M.; HAAK, H.; LUO, J.-J.; LATIF, M.; MAROTZKE, J.; MIKOLAJEWICZ, U.; ROECKNER, E. (2006): Ocean circulation and tropical variability in the coupled model ECHAM5/MPIOM. *Journal of Climate* 19, 3932-3951.
- KNAUF, M.; KÖHL, M.; MUES, V.; OLSCHOFSKY, K.; FRÜHWALD, A. (2015): Modeling the CO₂-effects of forest management and wood usage on a regional basis. *Carbon Balance and Management* 10.

- LASCH, P.; BADECK, F.W.; SUCKOW, F.; LINDNER, M.; MOHR, P. (2005): Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management* 207, 59-74.
- LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1976): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Eberswalde, 101 S.
- MANTAU, U. (2012): Wood flows in Europe (EU27). *Cellule*, 24 S.
- MARLAND, E.; STELLAR, K.; MARLAND, G. (2010): A distributed approach to accounting for carbon in wood products. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15, 71-91.
- MEDLYN, B.E.; BARTON, C.V.M.; BROADMEADOW, M.S.J.; CEULEMANS, R.; DE ANGELIS, P.; FORSTREUTER, M.; FREEMAN, M.; JACKSON, S.B.; KELLOMÄKI, S.; LAITAT, E.; REY, A.; ROBERTZ, P.; SIGURDSSON, B.D.; STRASSEMAYER, J.; WANG, K.; CURTIS, P.S.; JARVIS, P.G. (2001): Stomatal conductance of forest species after long-term exposure to elevated CO₂ concentration: a synthesis. *New Phytologist* 149, 247-264.
- NABUURS, G.J.; THÜRIG, E.; HEIDEMA, N.; ARMOLAITIS, K.; BIBER, P.; CIENCIALA, E.; KAUFMANN, E.; MÄKIPÄÄ, R.; NILSEN, P.; PETRITSCH, R.; PRISTOVA, T.; ROCK, J.; SCHELHAAS, M.J.; SIEVANEN, R.; SOMOGYI, Z.; VALLET, P. (2008): Hot-spots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management* 256, 194-200.
- PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P.E.; KURZ, W.A.; PHILLIPS, O.L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S.L.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; JACKSON, R.B.; PACALA, S.W.; MCGUIRE, A.D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HAYES, D. (2011): A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988-993.
- RÜTER, S. (2011): Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? *AFZ – Der Wald* 15, 15-18.
- SATHRE, R.; O'CONNOR, J. (2010): A synthesis of research on wood products & greenhouse gas impacts – 2nd Edition. FPIInnovations Vancouver, B.C., 117 S.
- SCHELHAAS, M.J.; VAN ESCH, P.W.; GROEN, T.A.; DE JONG, B.H.J.; KANNINEN, M.; LISKI, J.; MASERA, O.R.; MOHREN, G.M.J.; NABUURS, G.J.; PALOSUO, T.; PEDRONI, L.; VALLEJO, A.; VILEN, T. (2004): CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. *Alterra rapport Alterra*, Wageningen, 120 S.
- SKOG, K.E. (2008): Sequestration of carbon in harvested wood products for the United States. *Forest Products Journal* 58, 56-72.
- THORNTON, P.E.; LAW, B.E.; GHOLZ, H.L.; CLARK, K.L.; FALGE, E.; ELLSWORTH, D.S.; GOLDSTEIN, A.H.; MONSON, R.K.; HOLLINGER, D.; FALK, M.; CHEN, J.; SPARKS, J.P. (2002): Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 113, 185-222.
- UNFCCC (2011): Report of the technical assessment of the forest management reference level submission of the European Union submitted in 2011 – Note by the secretariat. 21 S.

Kronenanalyse an Kiefer

REINHARD KALLWEIT UND ELVIRA HEIN

1 Einführung

Die Waldzustandserhebung (WZE Level I) stützt sich auf den Belaubungsgrad der Waldbäume als wesentliches Vitalitätsmerkmal. Dabei wird die voll belichtete Krone der Bäume unter Berücksichtigung ihrer sozialen Stellung, ihres Standraumes bzw. der Kronenkonkurrenz und der Standortproduktivität entsprechenden Erwartung des Kronenvolumens und der Kronentransparenz eines „normal“ belaubten Baumes verglichen. Ein wesentlicher Anhalt für die Kronenansprache der Lichtbaumart Kiefer ist die Anzahl der Nadeljahrgänge, d. h. die Nadellebensdauer. Dieses Merkmal bleibt erfahrungsgemäß auch bei differenzierten Konkurrenzbedingungen und entsprechenden Variationen von Triebblängen, Verzweigungsstruktur und Nadelgrößen relativ stabil. Daneben sind natürlich tatsächliche Verluste an Nadelmasse durch Insektenfraß, Pilzbefall, Trockenreißig und Blüheffekte in der Oberkrone wesentliche Einflussgrößen für die Nadelverlustschätzung.

Die Level II-Intensivbeobachtungsflächen sind auf die Untersuchung von Umwelteinflüssen auf den Stoffhaushalt ausgerichtet und verfolgen neben der Baumvitalität auch die Ökosystemleistungen im Zusammenhang mit Klimafaktoren und Stoffeinträgen. Dabei spielen die Kronenstruktur und Blattgröße für die Lichtinterzeption und Wuchsbedingungen der Bäume eine wesentliche Rolle. Modellierung von Stoffproduktion und Wasserhaushalt nutzen entsprechend die Blattfläche als wesentlichen Eingangsparameter. Die optische Messung des Blattflächenindex bleibt gerade bei Koniferen durch spezielle Probleme der Klumpung der Nadeln an den Jahrgangstrieben, die Messung im Streufall durch die nicht klare Kenntnis der Nadellebensdauer im gesamten Kronenraum etwas unsicher. Für den Stoffhaushalt hat der Kronenraum als Vorrats- und Umsatzpool eine wichtige Rolle. Die Quantifizierung der Nadelmassen nach Nadeljahrgängen im Kronenraum und ihre Jahresdynamik bzw. Differenzen zwischen Vegetationsperiode und Vegetationsruhe sind entsprechend von Interesse. Dabei konnte auf die in Eberswalde erarbeiteten Schätztafeln zur Trockenmasse und Nährstoffspeicherung der Kiefer (HEINSDORF UND KRAUSS, 1990) aufgebaut werden, die aber keine Differenzierung nach Vegetationsperiode und Nadeljahrgängen vornehmen.

Die Kronenaufnahmen verfolgten entsprechend folgende Fragestellungen:

1. Benadelungsdichten nach Nadeljahrgängen und Kronenpositionen als Bezug zur Vitalitätsansprache der WZE.
2. Differenzierung der Nadelmassen nach Nadeljahrgängen und Kronenpositionen.

3. Nadellängen, Triebblängen der Jahrgangstriebe und des Höhenwachstums der Probebäume.
4. Nadelbiomasse in der Vegetationszeit und Vegetationsruhe und Vergleich zur Schätztafel.
5. Blattfläche der Nadeljahrgänge und LAI des Bestandes (Sommer/Winter).
6. Vergleich von Nadelmasse mit Streufallmasse und Kalkulation der Nadelstreu-Zusammensetzung.

2 Methoden

Die Dauerbeobachtungsfläche 1201 wurde 1994 im Revier Natteheide in einem 1927 begründeten Kiefern-Reinbestand auf Nedlitzter Sandbraunerde (Stamm-Standortsgruppe Z2m) mit Grundwasseranschluss in 2,5 m angelegt. Der Grundflächen-Mittelstamm hatte im Jahr 1999 eine Mittelhöhe von 22,8 m und einen BHD von 25,1 was etwa einer Bonität M28 (LEMBCKE, KNAPP, DITTMAR, 1975) entspricht.

In den Jahren 2000 (Winterzustand) und 2002 (Sommerzustand) wurden im Rahmen einer Durchforstung jeweils 3 Kiefernkrone am liegenden Stamm nach den Kronenpositionen (oberes, mittleres und unteres Kronendrittel) sowie Nadeljahrgängen aufgearbeitet.

Die Auswahl war am liegenden Stamm auf die eindeutige Zuordnung und Vollständigkeit der Kronenteile gerichtet und sollte sowohl Kronendeformationen und mechanische Schäden durch Konkurrenz ausschließen, als auch den Mittelstamm-Dimensionen (am Kronendach beteiligte, herrschende Bäume) nahe kommen (Abb. 1). Die Bäume wurden von Geländeoberfläche bis zur Kronenspitze in der Länge gemessen, die grüne Kronenlänge bestimmt und in

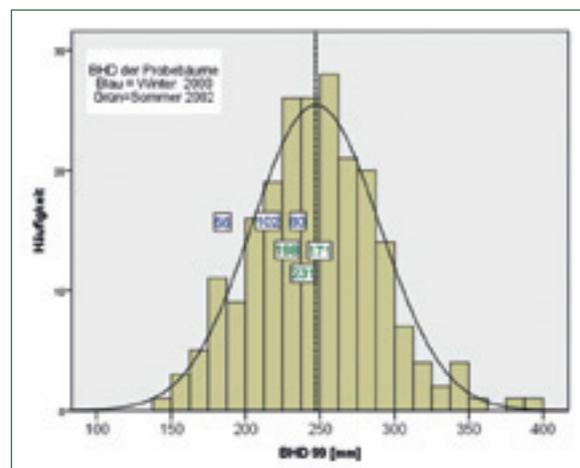


Abb. 1: Histogramm der Brusthöhendurchmesser 1999 an der Level II Fläche Natteheide (1201) mit der Lage der BHD der Probebäume (Baumnummer) in der Vegetationsruhe (blau) und in der Vegetationsperiode (grün).

Tab. 1: Probestämme der Kiefern-Kronenanalyse an der DBF Natteheide (1201)
 Blau Winteraufnahme März 2000, Grün Sommeraufnahme August 2002
 DBF 1201: Mittelhöhe 1999 22,8 m, Alter 72; BHD GF-Mittelstamm 25,12 cm Bonität M 28.

Baum-Nr.	56	80	102	171	198	231
BHD [cm]	19,0	23,5	21,5	24,9	22,8	23,9
Höhe [m]	21,3	22,7	24,0	21,8	23,1	22,3
Kronenlänge [m]	3,6	5,1	5,3	9,0	7,5	4,6
Volumen [fm]	0,28	0,45	0,40	0,49	0,43	0,46
V [% des Mittelstamms]	54	87	78	95	83	89
Nadel-TM [kg]	1,58	4,61	3,41	7,47	4,15	4,19
Nadel-TM nach Schätztafel [kg]	3,34	5,47	3,97	6,77	4,92	5,87
Nadelmasse [%-Mittelstamm]	47	84	86	110	84	71
Nadelverlust	53	16	14	0	16	29
Kronentyp						

drei gleich lange Abschnitte (Kronendrittel) unterteilt. An der Stammachse erfolgte eine Messung des Höhenzuwachses der letzten 10 (2000) bzw. 30 (2002) Jahre.

Aus jedem Abschnitt wurden 10 Probezweige mit mindestens 5 Jahrgangstrieben geschnitten und die Benadelungsdichten jahrgangsweise in 5 % Stufen bonitiert. Dabei wurden die Längen der Jahrgangstrieb gemessen. Alle benadelten Triebe der Kronenabschnitte wurden in Jahrgänge getrennt. Die zweinadeligen Kurztriebe wurden vollständig von den Trieben getrennt und die gesamte Frischmasse sowie die Trockenmasse von Aliquoten der Frischmasse bestimmt. Je Jahrgang und Kronenposition wurden 6 100-Nadelproben ausgezählt und Trockenmassen erhoben. An diesen Proben erfolgten auch Messungen zur Nadellänge und Nadelbreite. Die Anzahl der benadelten Triebe wurde gezählt und ihre Trockenmasse bestimmt.

3 Ergebnisse

3.1 Benadelungsdichte, Nadellebensdauer

Die Kronen weisen in den oberen zwei Dritteln eine relativ einheitliche Benadelungsdichte auf. Im Winterzustand wurden im Mittel ca. 2 Nadeljahrgänge gehalten, zum Höhepunkt der Vegetationsperiode ca. 3 Jahrgänge (Abb. 2). Die Benadelungsbonitur wurde bei den Bäumen 171 und 198 im mittleren und unteren Kronendrittel z. T. durch starke Blüte beeinflusst. Das untere Kronendrittel ist mit Ausnahme von Baum 231 in der Benadelungsdichte reduziert.

Die mittlere Lebensdauer der Kiefernadeln erreicht am Standort damit 3 Vegetationsperioden, die Benadelungssumme der von männlicher Blüte unbeeinflussten Oberkrone lag relativ eng beieinander im Winterzustand zwischen 190 und 210, im Sommerzustand waren dagegen größere Differenzen vor allem durch

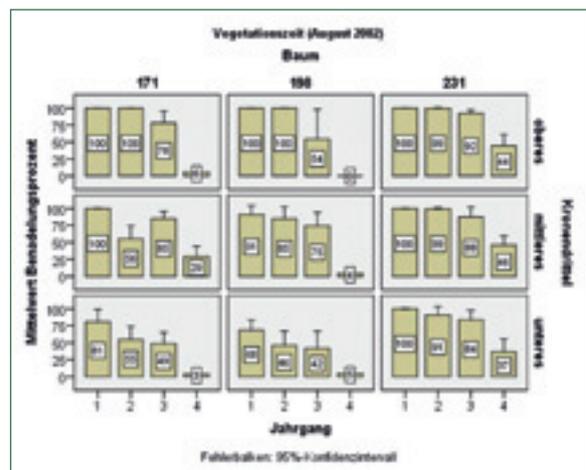
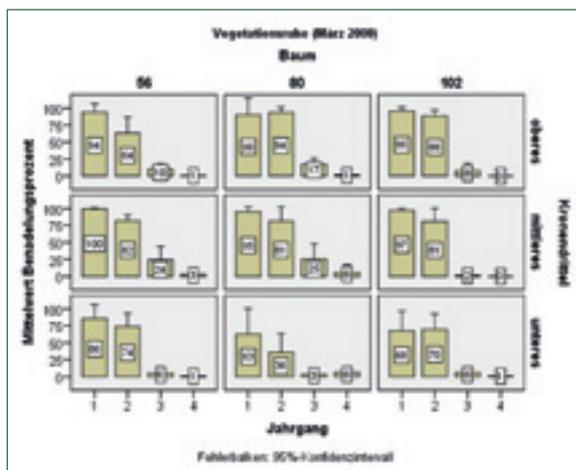


Abb. 2: Mittlere Benadelungsdichte [%] der Kronen nach Baum-Nummer, Kronendrittel und Nadeljahrgang in der Vegetationsruhe (links) bzw. Vegetationszeit (rechts).

den Blüheffekt zwischen 2,5 und 3,3 Jahrgängen festzustellen (Abb. 3). Damit bestätigt sich die in der Waldzustandserhebung erfolgende Konzentration der Kronenbonitur auf die ungestörte Lichtkrone und die durch den Blüheffekt weniger beeinflusste Oberkrone der Kiefern.

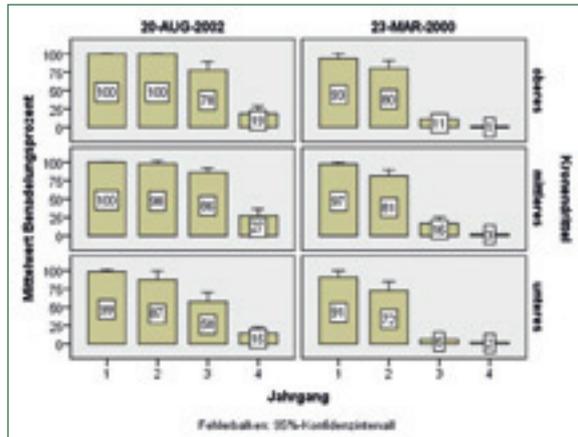


Abb. 3: Mittlere Benadelungsdichte der von Blüte unbeeinflussten Probezweige nach Jahrgängen und Kronenpositionen.

Die Nadeln sind nach dem Austrieb im Mai und der vollen Entwicklung der Blattfläche nach 2 Monaten am Ende der ersten Vegetationszeit 5 Monate alt. Mit dem Neuaustrieb im Mai des Folgejahres rücken diese Nadeln um die Trieblänge des Neuaustriebs nach hinten und werden zum zweiten Jahrgang, aus den endständigen weiblichen Knospen werden die (grünen) Zapfen. Die Nadeln sind in ihrer zweiten Vegetationsperiode und am Ende (Oktober) im Mittel 17 Monate alt. Im Herbst fallen bereits die ersten 20 % der Kohorte, d. h. in der Vegetationsruhe sind nur noch 80 % des Nadeljahrgangs vorhanden, die dann aber auch über die 3. Vegetationsperiode am Trieb verbleiben. Nach dem herbstlichen Nadelfall sterben weitere 60 % ab und nur Reste von 10 % (2000) bzw. 20 % (2002) erreichen eine vierte Vegetationsperiode. Fasst man die Nadelverluste innerhalb eines Jahres nach Jahrgängen zusammen, kommt man im ersten Nadellebensjahr auf etwa 5 %, im zweiten Lebensjahr 15 %, im dritten Lebensjahr auf 60 % und damit in der vierten Vegetationsperiode noch etwa 20 % Restbenadelung, die aber spätestens zum Herbst des Jahres abfällt. Damit ergibt sich eine Benadelungssumme von 295 und ein gewogenes Mittel des Nadelalters in der Vegetations-

periode von 15 Monaten und in der Vegetationsruhe eine Benadelungssumme von 195 mit etwa gleichem mittlerem Nadelalter.

Die Nadelstreu als Differenz von Benadelung zur Vegetationszeit und Vegetationsruhe mit dem Schwerpunkt des Nadelfalls nach der Vegetationsperiode setzt sich zu 5 % aus dem jüngsten, 15 % aus dem zweiten, 60 % aus dem dritten und noch 20 % aus dem vierten Jahrgang zusammen (Tab. 2). Das gewogene Mittel des Nadelalters der Nadelstreu kommt auf 28 Monate, was einer Lebensdauer von 2,5 Jahren entspricht. Diese Kalkulation beruht zunächst nur auf den Benadelungsbonituren und bezieht sich auf die oberen zwei Kronendrittel. Die Kronengröße und unterschiedliche Nadelmassen der Nadeljahrgänge werden dabei zunächst nicht berücksichtigt.

3.2 Nadelmasse und Nadellänge

Die Trockenmasse der Gesamtbenadelung der Kiefernkrone (Tabelle 1) unterschied sich trotz deutlich unterschiedlicher Nadeljahrgangshaltung nicht in erwartetem Umfang zwischen Vegetationsperiode und Vegetationsruhe. Sie wies anders als die Benadelungsdichten sehr große individuelle Differenzen zwischen 1,58 kg bei Baum 56 und 4,61 kg Nadel-Trockenmasse (Nadel-TM) bei Baum 80 in der Vegetationsruhe sowie von 4,15 kg (Baum 198) und 7,45 kg (Baum 171) Nadel-TM in der Vegetationsperiode auf. Bei dem Mittelstamm nahen Dimensionen wurden in beiden Aufnahmen ähnliche Nadelmassen erhoben. Gegenüber der Biomasse-Schätztafel (HEINSDORF UND KRAUSS 1990) ist die Nadel-TM der untersuchten Kronen sowohl in der Vegetationsruhe als auch in der Vegetationsperiode überwiegend deutlich reduziert (Tabelle 1, Abb. 4).

Der Baum 56 weicht mit sehr kleiner Krone in der Vegetationsruhe entsprechend dem Volumen deutlich vom Erwartungswert nach Schätztafel ab, Baum 171 liegt nur wenig über dem eigentlich für den Winterzustand abgeleiteten Erwartungswert. Bei Anwendung der Biomasse-Schätztafel ergeben sich daraus eine im Mittel etwas reduzierte Erwartung der Nadelmassenhaltung sowie eine für den Sommerzustand gegenüber der Vegetationsruhe eher unveränderte Gesamt-Nadelmasse. Das ist bei einer Differenz der Benadelungsbonitur von einem Nadeljahrgang zunächst nicht plausibel.

Tab. 2: Kalkulation des Nadelalters von Kiefernkrone in der Vegetationszeit und der Vegetationsruhe sowie der Streufallanteile aus den Kronenanalysen der Benadelungsdichten an der Level II Fläche Natteheide 1201.

Jahrgang	Vegetationszeit (Ende Juni)		Vegetationsruhe (Ende Dezember)		Streu (Ende September)	
	Benadelung (Prozent)	Alter (Monate)	Benadelung (Prozent)	Alter (Monate)	Anteil	Alter (Monate)
1	100	2	95	8	5	5
2	95	14	80	20	15	17
3	80	26	20	32	60	29
4	20	38	0	44	20	41
Summe gew. Mittel:	295	15	195	15,4	100	28,4

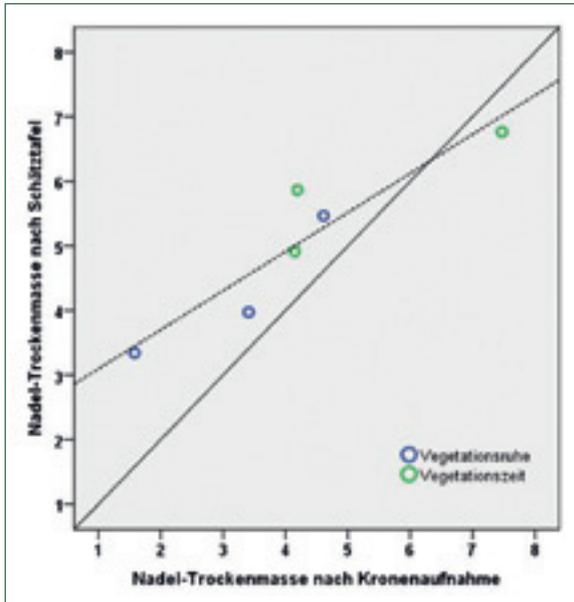


Abb. 4: Vergleich der nach Nadel-Trockenmasse der Probebäume mit den nach den Erwartungswerten für die Stammdimensionen nach der TM-Schätztafel für Kiefer (HEINSDORF UND KRAUSS 1990).

Für die unerwartet „fehlende Nadelmasse“ in der Vegetationsperiode kommen mehrere Einflussfaktoren in Frage. Neben der Nadellebensdauer sind differenzierte Nadelmassen (1000-Nadel-TM) bzw. Nadelgrößen (Nadellänge), Verzweigungszahl, d. h. die auf einem Trieb des Vorjahres aufsetzende Zahl neuer Jahrgangstriebe (Bifurkation), die Trieblänge der Nadeljahrgänge und auch die Intensität der männlichen Blüte Ausdruck der Regulation der Nadelmassenhaltung der Kiefern.

Bei Betrachtung der 1000-Nadel-Massen zeigen sich bei einem Mittelwert von 12,7 g erhebliche Unterschiede. Erwartungsgemäß nehmen die Nadelmassen in der Kronenposition von oben nach unten ab (Abb. 5a).

Das Nadelalter hat dagegen keinen deutlichen Einfluss auf die Nadelmasse (Abb. 5b). Hier fällt allein der

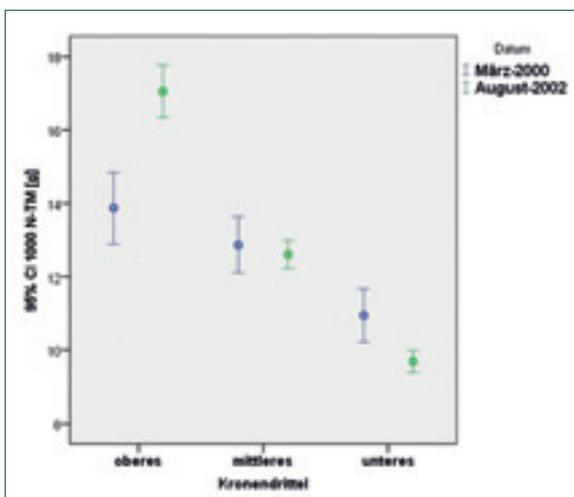


Abb. 5a: 1000-Nadel-Trockenmassen nach Kronenposition und Aufnahme datum.

Jahrgang 1999 (Jahrgang 1 im März 2000) mit sehr geringer Nadelmasse und Nadellänge auf.

Die Nadelmasse/Nadelgröße wird folglich durch die Wuchsbedingungen der verschiedenen Austriebsjahre (und der Vorjahre) geprägt. Die Austriebsjahre 1997 und 2001 weisen relativ hohe Nadelmassen auf, während sich in 1999 und 2000 eher geringe Nadelgrößen entwickelt haben (Tab. 3). Es ist also von Interesse, welche negativen Einflüsse für die geringe Nadelmassenentwicklung von 1999 in Frage kommen bzw. welche günstigeren Wuchsbedingungen die höheren Nadelmassen der Jahrgänge 1997, 2001 und auch 2002 ermöglichten. Im Vergleich der Nadellängen nach Austriebsjahren sind die Nadeln des 1. Nadeljahrgangs im Austriebsjahr 2002 am größten, haben aber im Alter von nur 4 Monaten (noch) nicht die größte Nadelmasse (Abb. 6). Entsprechend der Relation Nadellänge zu Nadelmasse aller anderen Nadelkohorten läge die erwartete 1000-Nadelmasse für den Jahrgang 2002 bei 18,4 g. Sie haben zum Zeitpunkt der Aufnahme demnach erst 70 % ihrer Masse erreicht.

Die großen Differenzen der Strukturparameter der Nadel (Tab. 3) zeigen die Grenzen der Vergleichbarkeit der gegenüber der Winteraufnahme (jüngster Jahrgang 1999) um drei Jahre versetzten Kronenanalyse der Vegetationsperiode (jüngster Jahrgang 2002) auf. Obwohl sich die 1000-Nadelmassen der Jahrgänge 1999 und 2002 bereits um den Faktor 1,86 unterscheiden, ist damit die Spanne der Möglichkeiten bei weitem nicht erschöpft. Ein Vergleich der Nadelmassen aus den jährlichen Nadelanalysen über 7 Level II-Kiefernflächen (1101, 1201 – 1206) weist von 1994 bis 2013 einen signifikanten Anstieg um 6 g aus (Abb. 7). Über alle Flächen gemittelt bestätigt sich das Minimum der Nadelmasse im Jahrgang 1999, der Anstieg in den Jahren 1997, 2001 und 2002 und ein trotz 1jähriger Reduktion in 2003 und 2006 fortgesetzter Anstieg auf ein neues mittleres Niveau von ca. 23 g (Oberkrone). Diese 1000-Nadel-TM liegt noch deutlich über dem in der Kronenanalyse für die Oberkrone erfassten Maximum von 19,2 g (2001).

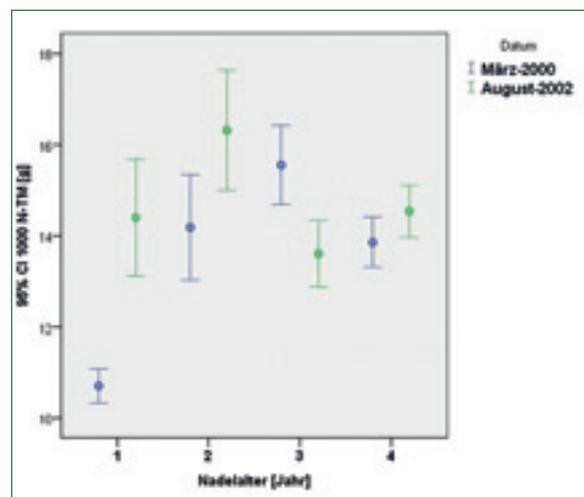


Abb. 5b: 1000-Nadel-Trockenmassen nach Nadelalter und Aufnahme datum.

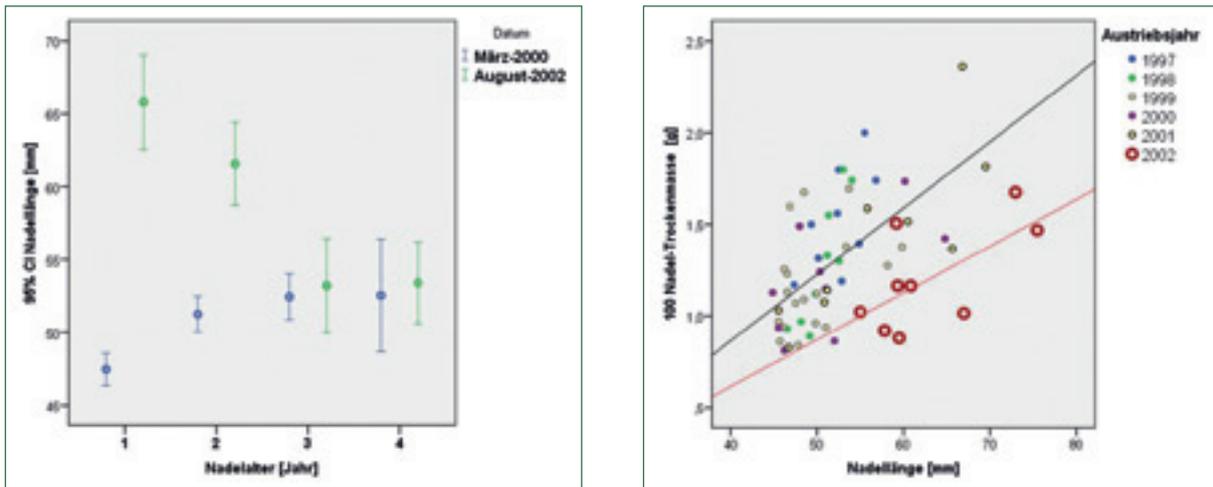


Abb. 6: Nadellängen nach Nadelalter und Aufnahme datum (links) sowie lineare Regression von 100-Nadel-Masse und Nadel-länge (rechts) für die Nadeln des Austriebsjahres 2002 (rote Linie) und alle anderen Austriebsjahre (schwarze Linie).

Tabelle 3: Vergleich von Kronenstrukturparametern nach Nadeljahrgängen (Jahr des Nadel austriebs) über jeweils 3 Bäume und alle Kronenpositionen (mittlere Anzahl bzw. gewogene Mittel, *) aus Nadelgröße abgeleitet).

Austrieb Jahr	Anzahl Triebe	Trieblänge [cm]	Gabelung	Nadellänge [mm]	1000-Nadel-TM [g]	Benadelung [%]	Nadelzahl	Nadelmasse [g]
1997	1168	9,35	–	53	14,61	10	109500	1600
1998	3304	11,48	3,24	51	12,67	70	163400	2070
1999	3071	8,94	0,99	46	9,88	84	189300	1870
2000	1287	5,38	2,58	54	11,65	77	102100	1190
2001	1984	7,76	1,64	62	14,30	68	164300	2350
2002	2019	7,65	1,08	67	12,83 *)18,40	96	208900	2680
Min	1287	5,38	0,99	46	9,88		102100	1190
Max	3304	11,48	3,24	67	18,40		208900	2680
Max/Min	2,6	2,1	3,3	1,5	1,86		2,04	2,25

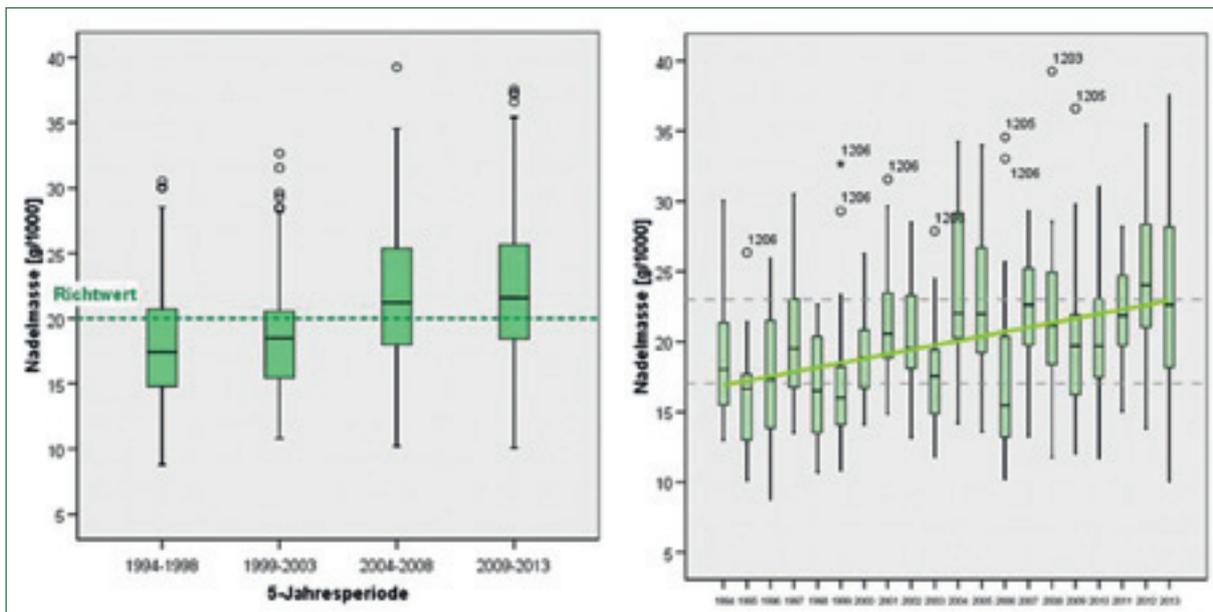


Abb. 7: 1000-Nadelmassen des jüngsten Jahrgangs von Probezweigen aus der Oberkrone der Nadelprobestämme an Kiefern-Dauerbeobachtungsflächen Level II in Brandenburg und Berlin in 5jährigen Perioden (links) sowie jährliche Entwicklung mit linearem Trend (rechts).

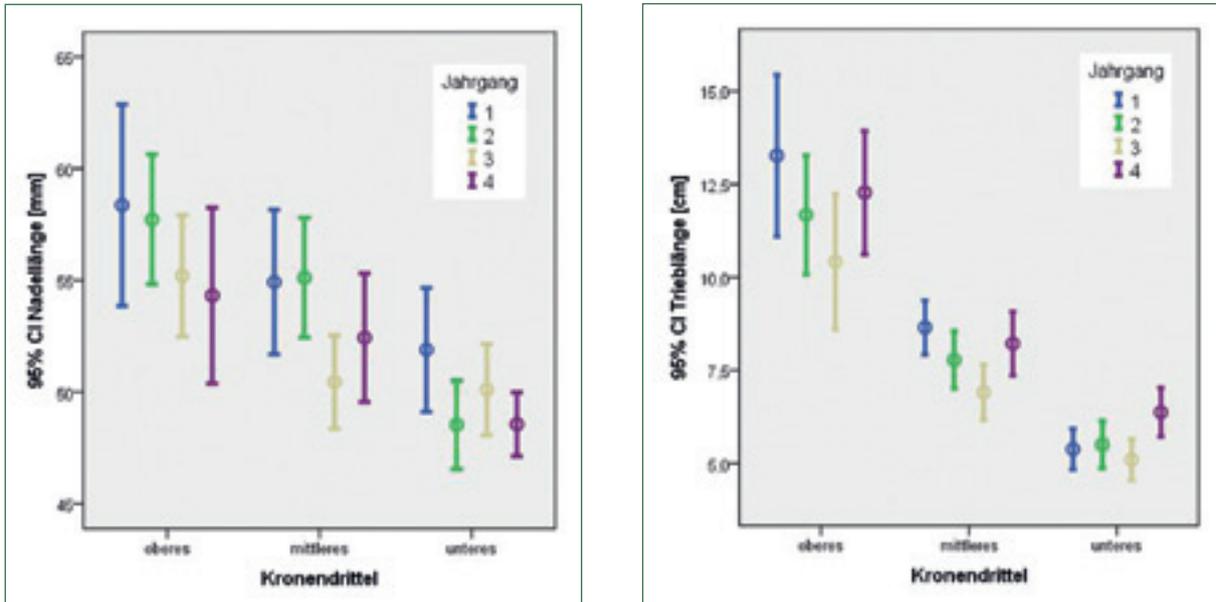


Abb. 8: Verteilung von Nadellängen (links) und Triebängen nach Kronenposition und Nadelalter.

Im Vergleich zu dem Richtwert für die Kiefernadeln von 20 g/1000 Nadeln (Manual ICP-Forests, 2010) lagen sie in den Perioden 1994-1999 und 1999-2003 unter, in den Perioden seit 2004 deutlich über diesem Richtwert. Die Aufschlüsselung nach Jahren in der Darstellung 7 rechts zeigt mit den jeweils abfallenden Nadelmassen in den Trockenjahren 2003 und 2006, die auch mit entsprechend geringerem Radialzuwachs auffallen, den engen Bezug von Wachstumserfolg und Nadelmasse. Die sehr schnelle Reaktion der Kiefern im aktuellen Jahr der Störung (hier Sommer-Trockenheit in 2003 und verstärkt 2006) durch reduzierte 1000-Nadelmasse konzentriert die Suche nach auslösenden Stressoren zunächst auf das Jahr der Reaktion selbst. Die übereinstimmend geringen Nadelmassen des aktuellen Jahrgangs in 1999 über alle Kiefernflächen machen Klimafaktoren als Ursache wahrscheinlich.

3.3 Trieblänge und Gabelungszahl

Die Trieblänge wie die Nadellänge nehmen vom oberen zum unteren Kronendrittel mit verringertem

Strahlungsangebot ab. Die jüngeren Nadeljahrgänge weisen in der Kronenspitze größere Trieb- und Nadellängen auf als die älteren Jahrgänge. Diese Differenzierung nimmt in den unteren Kronenteilen deutlich ab (Abb. 8).

Die jahrgangswise Differenzierung der Nadelgröße setzt sich in der Trieblänge der Jahrgänge, der Anzahl benadelter Triebe und der daraus ableitbaren Gabelungszahl fort (Tab. 3). So variieren in den sechs beobachteten Austriebsjahren die Triebängen gemittelt über den gesamten Kronenraum von 5,4 cm bis 11,5 cm. Die Gabelungszahl lag im Minimum (1999) bei 1, im Maximum (1998) bei 3,2 Trieben auf je einem benadelten Vorjahrestrieb. Bei den sehr geringen Benadelungsprozenten im dritten Jahrgang der Winteraufnahme (Jahrgang 1997) ist die Berechnung einer Gabelungszahl zu unsicher. Die mittlere Anzahl der benadelten Jahrgangstriebe der jeweils 3 Kronen reichte von 1200 in den Jahren 1997 und 2000 bis zu mehr als 3000 in den Jahren 1998 und 1999. Zusammengefasst reicht die gesamte benadelte Trieblänge

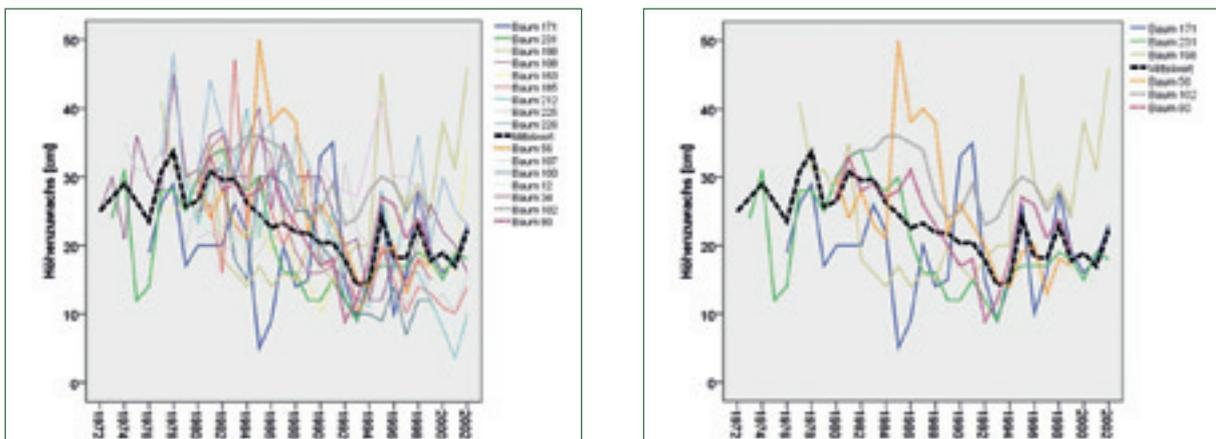


Abb. 9: Höhenzuwachs aller ausscheidenden Bäume bei der Durchforstung 2000/2002 (links) sowie der detaillierter untersuchten Kronen an der Level II Fläche 1201 (rechts).

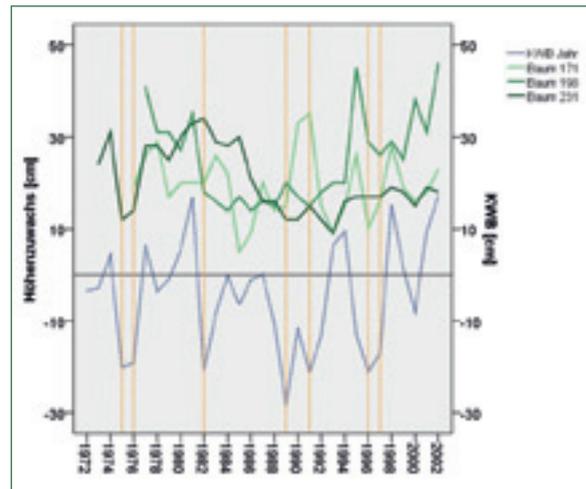
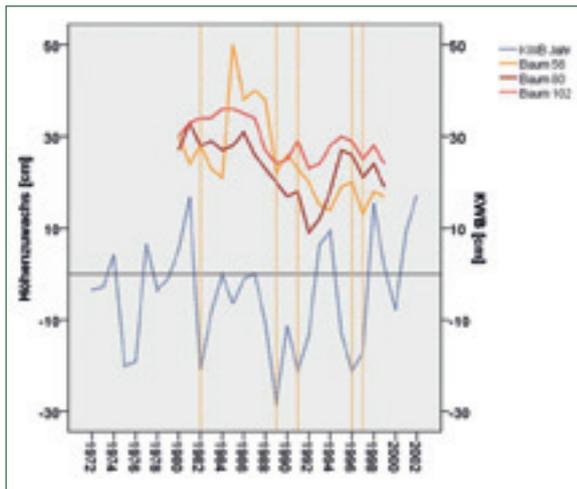


Abb. 10: Höhenzuwachs der analysierten Baumkronen in cm im Vergleich zur klimatischen Wasserbilanz (KWB) in cm, Kronenanalysen Vegetationsruhe 1999/00, rechts Vegetationsperiode 2002; Bezugslinien markieren Trockenjahre.

eines Jahrgangs (mittlere Trieblänge * Anzahl) in den untersuchten Kronen von 90 m im Jahr 2000 bis zu 313 m im Jahr 1998. Damit übertrifft die Kombination von Triebanzahl und Trieblänge die Variabilität der Einzelmerkmale nochmals erheblich (Faktor 3,48).

3.4 Höhenzuwachs

An den liegenden Kronen aller eingeschlagenen Bäume wurden die Triebhöhen des Leittriebes gemessen, im Jahr 2000 über 20 Jahrestriebe ab 1980, 2002 bis zu 30 Jahrgänge über die gesamte Kronenlänge. Damit steht neben den wenigen erfassten Triebhöhen eine längere Zeitreihe der Investitionen der untersuchten Bäume in den Baustoffwechsel bereit.

Trotz ausgeprägter Differenzierung innerhalb des ausscheidenden Bestandes ist im Mittel ca. 1982 ein Trendbruch mit anschließend stetig sinkendem Höhenwachstum ersichtlich, bis 1994 ein leichter Anstieg erfolgt und ein neues geringeres Niveau erreicht wird (Abb. 9).

Eine Analyse der möglichen auslösenden Faktoren für diesen Trend- und Niveauwechsel ergab eine recht gute Übereinstimmung mit der klimatischen Wasserbilanz für den Betrachtungszeitraum (Abb. 10). Es erscheinen dabei die Jahre 1975 und 1976, 1982, 1988/89, 1991 sowie 1996-97 als auslösend für die Wachstumseinbrüche der betrachteten Bäume im gleichen bzw. im Folgejahr.

Damit ergibt sich für die ausscheidenden Bäume eine Kaskade von Störungen, die letztlich zu einem reduzierten (Höhen-)Zuwachsniveau führt (Abb. 11). Der Höhenzuwachs sinkt im Mittel um 10 cm von 28 auf 18 cm ab. Die Auszeichnung der ausgewählten Bäume als ausscheidender Bestand findet darin ihre Begründung. Sie werden im Konkurrenzkampf zu Verlierern, sind aber nicht abgestorben. Ein Vergleich der Zeitreihe der klimatischen Wasserbilanz für diese Dauerbeobachtungsfläche (Abb. 12) weist die Periode von 1988 bis 1997 als besonders trocken aus. Seit 2003 sind keine entsprechend negativen Bilanzen mehr aufgetreten.

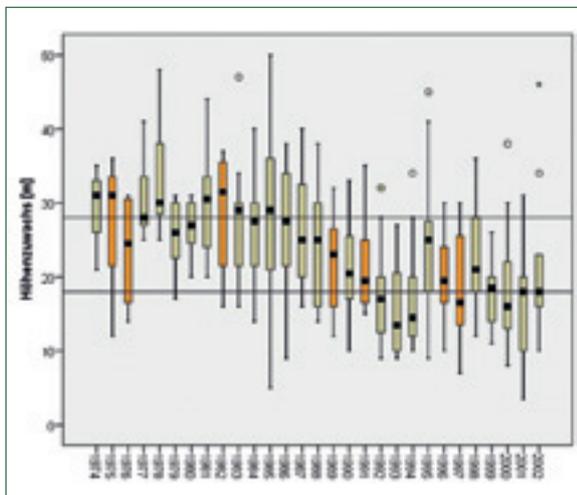


Abb. 11: Boxplot des Höhenzuwachse des ausscheidenden Bestandes 2000/02 an der DBF 1201 Natteheide; Trockenjahre farblich hervorgehoben.

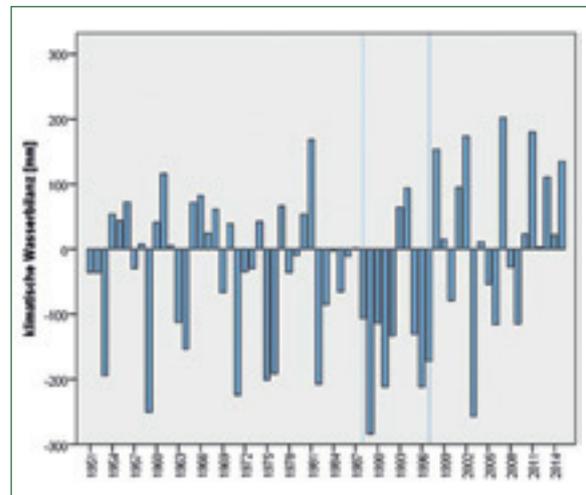


Abb. 12: klimatische Wasserbilanz in mm an der DBF 1201 Natteheide 1951-2015.

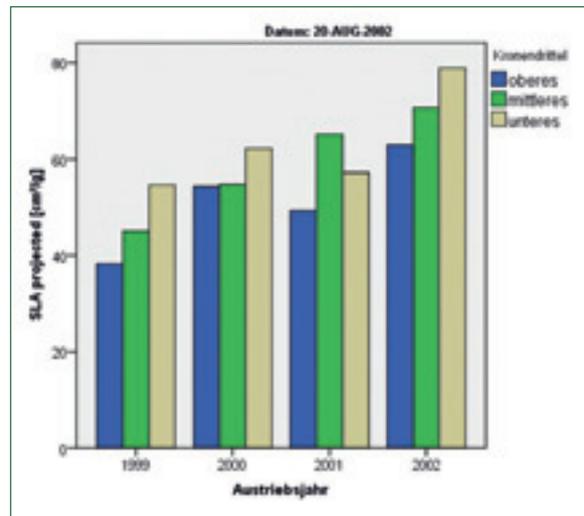
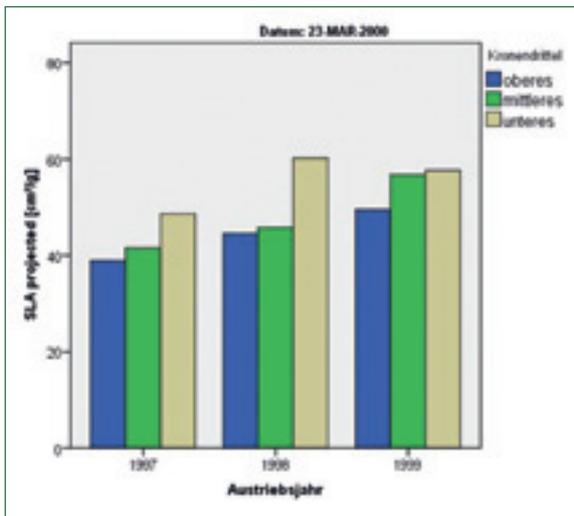


Abb. 13: projizierte spezifische Blattfläche [cm²/g] nach Nadeljahrgängen, Kronenposition und Aufnahmetermine Vegetationsruhe 1999/00 (links), Vegetationsperiode 2002 (rechts).

3.5 Nadelfläche

Die Blattfläche ist die wesentliche Bezugsgröße der pflanzlichen Stoffproduktion, da über sie der Energie- und Stoffaustausch mit der Atmosphäre erfolgt. Die spezifische Blattfläche beschreibt die einseitige (projizierte) Fläche (SLA), die mit einem Einsatz von 1 g Trockenmasse gebildet wird. Die SLA der Kiefer liegt nach MENCUCCINI UND BONOSI (2001) in Studien über Europa im Bereich von 28 – 55 cm²/g, LÜTTSCHWAGER et al. 1998 geben 35 – 55 cm²/g für Kiefern unter differenziertem Immissionsdruck an. Hier wird sie eher am oberen Ende dieses Bereiches festgestellt, d. h. die Nadeln sind weniger schwer. Die SLA steigt in der Krone von oben nach unten und ist im jüngsten Jahrgang in der Vegetationszeit deutlich höher als in ausgereiften Nadeln in der Vegetationsruhe. Darüber hinaus ist die SLA nach Austriebsjahren differenziert. Es lässt sich im Beispiel für die Jahre 1997 bis 2001 ein steter Anstieg der SLA über die Austriebsjahre erkennen, die Nadeln des Jahrgangs 2002 sind zum Zeitpunkt der Aufnahme nicht voll entwickelt.

Trotzdem wird der Versuch einer Quantifizierung der projizierten Nadelfläche der Probestämme unternommen (Tab. 5). Mit diesem Ausschnitt der Aufnahme von 7 Jahrgangskohorten ist trotz der Spannweite von 45 – 70 cm²/g die Variabilität der SLA am Standort bzw. in Brandenburg nicht voll erfasst. Ein Einblick ergibt sich aus den SLA-Aufnahmen der Nadelstreu seit 2009 (Abb. 14), sowie der Nadelproben des jeweils jüngsten Nadeljahrgangs der Jahre 2009 bis 2014 (Abb. 15). Ein deutlich höheres mittleres Niveau der spezifischen Blattfläche zeigen die Kiefernadeln in der Nadelstreu mit 75 – 85 cm²/g. Das ist insofern einleuchtend, als die Nadelstreu sich aus allen Kronenteilen zusammensetzt, während die Nadelproben aus dem obersten Kronendrittel stammen. Auch die Spannweite der SLA an Nadelproben des jüngsten Jahrgangs reicht von 55 bis 85 cm²/g und liegt im Mittel bei 70 cm²/g.

Die SLA war bei den Probestämmen an der DBF 1201 mit 55 – 65 cm²/g eher unterschätzt. Geht man mit der Nadelmassen (Tabelle 4) und gewogenem Mittel der SLA (Tabelle 5) der Bäume an die Kalkulation der

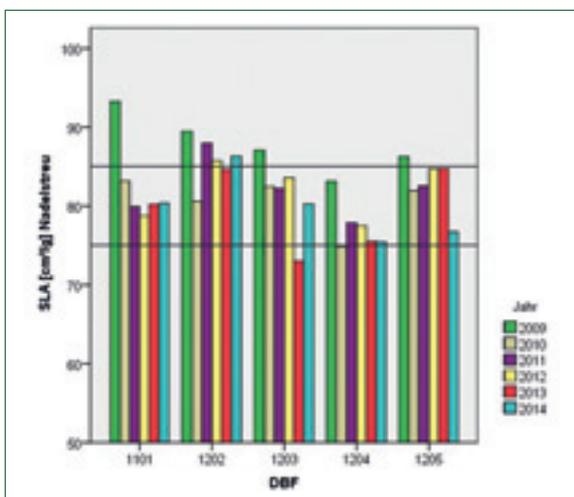


Abb. 14: spezifische Nadelfläche der Nadelstreu an den Kiefern-DBF's in Brandenburg und Berlin.

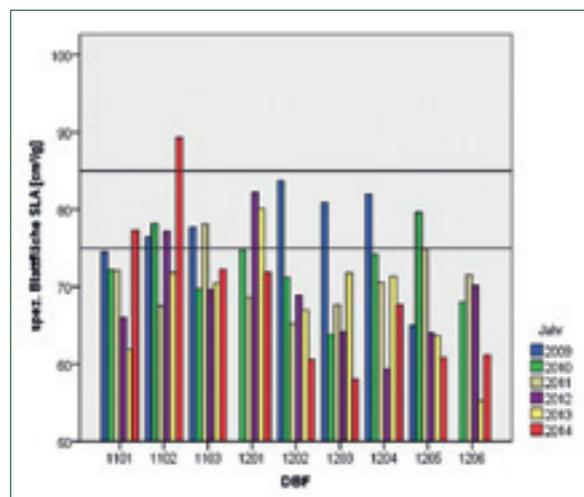


Abb. 15: spezifische Nadelfläche der Kiefern-Nadelproben des 1. Jahrgangs zur Ernährungsdiagnose (Winter).

Tab. 5: Mit Massenanteil der Kronenposition der jeweils 3 Probestämme gewogene Mittel der spezifischen Nadelfläche (projizierte SLA cm²/gTM).

Jahrgang	Vegetationszeit		Vegetationsruhe	
	Nadelmasse (g)	SLA (cm ² /g)	Nadelmasse (g)	SLA (cm ² /g)
1	2568	70	1563	56
2	1601	59	1450	53
3	915	56	160	45
4	189	46	19	39
Summe/ gewogenes Mittel:	5273	63	3192	54

mittleren Blattflächen der Kiefern, wird für den mittleren Probenbaum eine projizierte Nadelfläche von 51,66 m² im Sommerzustand und 29,16 m² im Winterzustand kalkuliert. Für den Kiefernbestand 1201 ergibt sich daraus mit einer Stammzahl von 606 / ha ein LAI von 3,13 in der Vegetationszeit und 1,77 in der Vegetationsruhe. Die Streufallmasse der Nadelstreu (LAI 1,36) müsste entsprechend bei Annahme der SLA in der Vegetationsruhe im Mittel bei 252 g/m² liegen. Tatsächlich wird diese Nadelstreu an der Fläche 1201 nur 2006 einma-

lig erfasst (Abb. 16). Im Mittel lag die Nadelstreu im Beobachtungszeitraum bei 205 g/m². Dem entspräche eine SLA von 66 cm²/g. Insgesamt ergibt sich ein plausibles Bild der Kronenarchitektur der Kiefern, die bei aller nachgewiesenen Variabilität der Strukturparameter im Bestand zu relativ einheitlichen mittleren jährlichen Streufallmassen von ca. 220 g/m² führt (Abb. 17).

Es markieren sich allerdings deutlich die Jahre 2003 und 2006 als Jahre mit Trockenstress bzw. Nonnenfraß (2003 an 1203 Kienhorst). Nach dem verstärkten Nadelfall im Jahr des Stressereignisses, vor allem durch eine reduzierte Kronenlänge wird die Nadelmasse in der Krone erst schrittweise wieder aufgebaut, was in den Folgejahren zu verminderter Nadelstreu führt.

Der Vergleich der Nadelflächen-Kalkulation mit LAI-Messungen (Fisheye-Aufnahmen, Winscanopy™

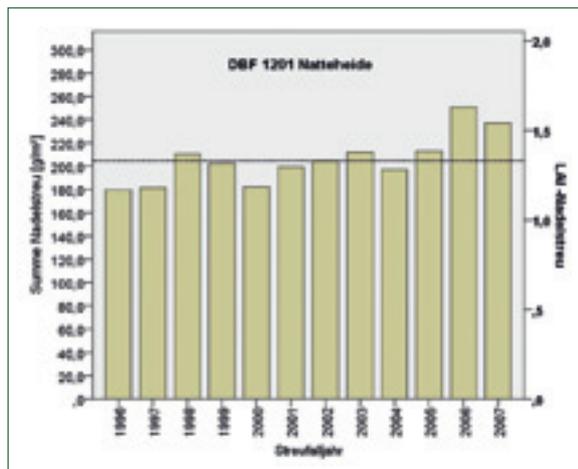


Abb. 16: Nadelstreu in g/m² an Fläche 1201 nach Streufalljahren (April-März) sowie LAI der Streu bei SLA von 65 cm²/g.

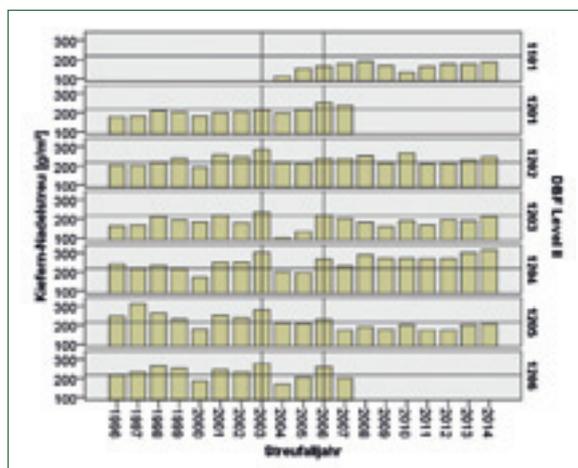


Abb. 17: Kiefern-Nadelstreu nach Streufalljahren an den Kiefern DBF.

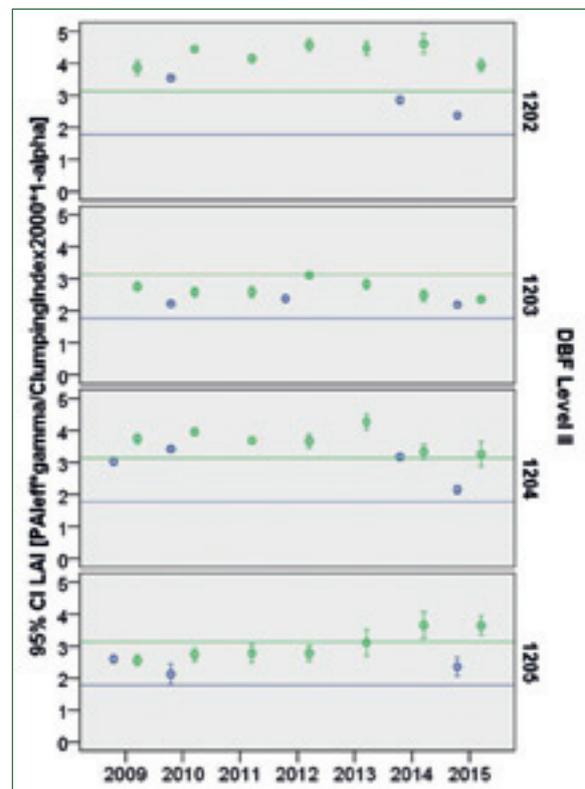


Abb. 18: Kalkulation des Blattflächenindex (LAI) an Kiefern-DBF in Brandenburg nach Fisheye-Aufnahmen, Fehlerbalken markieren 95 % Vertrauensintervall, grün in der Vegetationsperiode, blau in der Vegetationsruhe.

Tabelle 4: Kalkulierte mittlere Nadelmassenhaltung für die Kiefer.

Jahrgang	Vegetationszeit		Vegetationsruhe		Blüheffekt	
	Benadelung [%]	Nadel-TM [g]	Benadelung [%]	Nadel-TM [g]	Nadelverlust [%]	Nadel-TM [g]
1	100	2800	95	2660	5	410
2	96	2688	79	2212	17	476
3	77	2156	17	476	2	56
4	20	560	2	56	0	
Summe	293	8204	193	5404	24	932
Prozent		100		66		11

-Bildauswertung) an Kiefern-Dauerbeobachtungsflächen zeigt an der Fläche Kienhorst (1203) eine relativ gute Übereinstimmung, wobei die Nadelflächen im Winterzustand deutlich überschätzt werden. An der Fläche Weitzgrund (1204) liegen die LAI deutlich über der Kalkulation. Das Phänomen der überschätzten LAI in der Vegetationsruhe tritt auch hier auf. Nach der Durchforstung in 2014 wird etwa der Schätzwert getroffen. An den Flächen Neusorgefeld (1205) und Beerenbusch (1202) sind die LAI-Aufnahmen in der Vegetationszeit durch den aufkommenden Unterstand (1202, Buche; 1205 Eiche) steigend. Aber auch an diesen Flächen wird der LAI in der Vegetationsruhe eher überschätzt.

4 Standard-Benadelung

Eine auf Basis der Kronenanalysen konservativ konstruierte Standard-Benadelung mit den Parametern von 20 g 1000-Nadel-Trockenmasse, einer mittleren Trieb länge von 10 cm und einer Triebzahl von 2000 sowie einer Benadelungsdichte von 7 Nadeln bzw. 3,5 zweinadeligen Kurztrieben/cm Trieb länge kommt auf eine mittlere Nadelmasse im Jahrgang von 2800 g.

Auf dieser Basis lässt sich die Nadelmasse des mittleren Baumes unter Zuhilfenahme der Benadelungsdichten der Nadeljahrgänge (Abb. 3) kalkulieren. Die Nadelmassen-Anteile der Kronendrittel werden nach dem dominierenden Mantelflächenanteil des Kronentyps Kegel-Zylinder-Kegel im Verhältnis von 25 zu 50 zu 25 verteilt. Damit wird die mittlere Nadelmasse der Kiefern in der Vegetationsperiode mit 8200 g und in der Vegetationsruhe mit 5400 g je Baum kalkuliert. Das entspräche in der Vegetationszeit einer gegenüber der Vegetationsruhe auf 150 % erhöhten Nadelmasse bzw. mit dem herbstlichen Nadelfall eine Reduktion der Nadelmasse auf 66 % und entspricht insgesamt einem jährlichen Umsatz von einem Nadeljahrgang, also einem Drittel des mittleren Nadelinventars (Tab. 4).

Mit dem Wachstum der Bäume nimmt die Nadelmasse soweit zu, wie Standardraum für die Kronenerweiterung zur Verfügung steht. Mit dem Höhenwachstum allein bleibt die Nadelmasse etwa auf gleichem Niveau, da die Kronenlänge relativ einheitlich bei ca. 20 Zuwachsperioden festzustellen war. Mit jedem Jahr wird in der Regel genau so viel an Trieben neu gebildet, wie aus der aktiven nadeltragenden Phase (nach unten und innen) als Trockenreisig ausscheiden bzw. als unbenadelte Aststrukturen verbleiben. Die Nadelmasse für

die beprobte Stammdimension liegt nach Schätztafel im Winterzustand bei 4974 g. Der mit der Benadelung erfasste Blüheffekt im mittleren Kronendrittel ließ sich hier als ein Effekt von 11 Prozent „Nadelmassenverlust“ quantifizieren.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Ausgangsfragen der Untersuchung wurden weitgehend geklärt, konnten mit der einmaligen Aufnahme an einer Dauerbeobachtungsfläche allerdings nur beispielhaft angerissen werden.

Die Benadelungsdichten waren über alle Kronen relativ einheitlich ausgebildet und speziell in der Oberkronen wenig durch männliche Blüte beeinflusst. Das unterstützt die Herangehensweise der Waldzustandserhebung bei der Festlegung des Boniturbereiches auf die voll belichtete Oberkronen.

Die Nadelmassen der Kronen erwiesen sich gegenüber den Benadelungsdichten der Triebe deutlich stärker differenziert und führten zu einer hohen Varianz der Gesamtnadelmasse der Kronen. Die Nadeljahrgänge wiesen durch differenzierte Größen der Nadeln, der Trieb längen, Verzweigungszahl der einzelnen Jahrgänge so große Unterschiede auf, dass selbst eine Unterscheidung von Sommer- und Winterbenadelung der Kiefern nicht plausibel möglich war. Die Unterschiede konnten auf Witterung (klimatische Trockenheit) zurückgeführt werden. Daneben ist ein allgemeiner Trend zu höheren 1000-Nadelmassen mit Wegfall der Schwefeldioxid-Immissionen erkennbar, aber nicht kausal nachgewiesen.

Die Trockenmasse-Schätztafel für die Kiefer (HEINSDORF UND KRAUSS 1990) kann durch die Untersuchung der Kronen des ausscheidenden Bestandes an einer Dauerbeobachtungsfläche weder gestützt noch in Frage gestellt werden. Es wurde eine gegenüber der Erwartung generell geringere Nadelmasse gefunden. Das galt z. T. auch für die Sommeraufnahme, die in der Regel die Masse eines Nadeljahrgangs mehr erwarten lassen sollte, während die Schätztafel den Zustand der Vegetationsruhe beschreibt.

Die Blattfläche der Kiefernkrone wurde durch Messung von spezifischer Blattfläche an den Nadeln sowohl der analysierten Kronen als auch im Vergleich von Nadelproben bzw. Nadelstreu relativ plausibel mit Messungen des LAI des Bestandes verglichen. Da-

bei war neben der großen Varianz eine überwiegend relativ hohe spezifische Blattfläche der Nadelproben auffällig, was auf eine aktuell reduzierte xeromorphe Anpassung hinweisen kann.

Insgesamt hat sich die Analyse nicht herrschender Baumkronen aus einer normalen Durchforstung als für einen Teil der Fragestellungen nicht geeignet erwiesen. Es war mit der Analyse der offenbar besonders sensitiven Verlierer der innerspezifischen Konkurrenz des Bestandes nicht die mittlere Situation des verbleibenden Bestandes erfassbar. Es wurde damit aber möglich, die hohe Plastizität der Kiefern in Reaktion auf (Trocken-)Stress zu erkennen. Die relativ geringe Auslenkung der Nadelstreu-Massen in Reaktion auf die Trockenjahre 1999, 2003 und 2006 zeigt, dass die Mehrzahl der vitalen Kiefern an den Dauerbeobachtungsflächen keine so starke Reaktion auf diese Stress-Ereignisse gezeigt haben. Das stimmt mit Analysen der Erhebung des Kronenzustandes der WZE überein, die für die Mehrzahl der Individuen eine Stress-Pufferung ohne deutliche Nadelverluste auswiesen (KÄTZEL et al. 2016).

Durch die flexible Gestaltung aller Einflussgrößen auf die Nadelmassenhaltung erreichen Kiefern eine sehr hohe Plastizität ihrer Kronenarchitektur. Dabei reagieren die Nadelgrößen sehr schnell im Jahr ihres Erscheinens, während Nadelzahl und Trieblänge eher im Folgejahr des Stressereignisses durch Prädisposition in der Knospenanlage geprägt werden (VENNETIER et al. 2013).

Die Lebensdauer der Nadeln erscheint relativ stabiler als andere Triebcharakteristiken (LAMPPI 2002, NIINEMETS UND LUKJANOVA 2003a) wird aber von vielen Standortfaktoren beeinflusst. Dabei spielen Stickstoff-Verfügbarkeit, Temperatur bzw. Länge der Vegetationsperiode, Lichtgenuss, Stressbewältigung und Reparaturbedarf durch Vergiftungen zentrale Rollen (NIINEMETS UND LUKJANOVA 2003b, PENZA UND JALKANEN 2005, REICH et al. 2014). Insgesamt kann man das als eine über die Grenznutzungskapazität festgelegte Lebensleistung auffassen, die unter guten Standortbedingungen früher, bei widrigen Bedingungen später erreicht wird. Daneben hat natürlich die Selbst-Beschattung eine steuernde Funktion. Große Nadeln und lange Triebe beschatten tiefer gelegene Kronenteile und führen über Lichtmangel zur Erreichung der ökonomischen Kompensationsschwelle.

Die Benadelungsdichten haben eine überraschend stabile Einhaltung der (standörtlich geprägten) Nadellebensdauer ergeben. Diese in der Waldzustandserhebung neuere Erfahrung wird als Hinweis auf eine gegenüber der Belastung durch Schwefeldioxid-Immissionen veränderten Indikation von Umweltstress gesehen. Waren die Blattvergiftungen eine Herausforderung für den Blattstoffwechsel zur Entgiftung und Reparatur, die sie schneller altern ließen (LAMPPI 2002, GLUCH 1988, KALLWEIT UND RIEK 2007) sind die aktuellen Anpassungsreaktionen an differenzierte Witterungsbedingungen eher über die Regulation der Bio-

masse durch Anpassung von Nadellänge, Trieblänge und Verzeigungsdichte realisierbar, was die „Laufzeit“ des Nadelblattes weniger beeinträchtigt. Das ist bei der sehr stark differenzierten Nadelmasse der untersuchten Kronen ein sehr wichtiger Hinweis darauf, die Kronenzustandserhebung bei der Kiefer weniger stark auf die Haltung von Nadeljahrgängen als auf die Haltung an lichterntender Blattfläche zu fokussieren.

Die enge Bindung der Nadellebensdauer an die klimatischen Verhältnisse sowie die Nährstoffverfügbarkeit der Standorte kann mit der Klimaerwärmung und der fortschreitenden N-Eutrophierung zu einer langfristigen Drift der Kiefer zu geringerer Nadellebensdauer und höherer Sensitivität (geringere Pufferung) führen.

Aber die Anpassung der Kronenarchitektur kann auch zu 80 % Blattflächenverlust bei Erhalt der Nadellebensdauer führen (VENNETIER et al. 2013). Gegenüber Trockenstress sehen auch FEICHTINGER et al. (2015) in den Merkmalen Trieblänge bzw. Nadellänge gegenüber der Nadellebensdauer oder selbst dem Grundflächenzuwachs einen höheren diagnostischen Wert. Die Sensitivität der Triebe macht sie attraktiv für die Beobachtung von Veränderungen der Baumvitalität (SCHÖTTLE UND FAHEY 1994). Trotzdem liegt der Schlüssel zu einer Näherung an die Baumvitalität in der Kombination von Merkmalen verschiedener Ebenen (DOBBERLIN et al. 2009).

Literatur

DOBBERLIN, M., HUG, CH., WALDNER, P. 2009: Kronenverlichtung, Streberaten und Waldwachstum in Langzeitstudien – Welche Indikatoren beschreiben den Waldzustand am besten? In: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (Hrsg.): Langzeitforschung für eine nachhaltige Waldnutzung. Forum für Wissen, 7-20.

GLUCH, W. 1988: Zur Benadelung von Kiefern (*Pinus sylvestris*) in Abhängigkeit vom Immissionsdruck. *Flora* 181: 395-407.

HEINSDORF, D., KRAUSS, H.-H., 1990: Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, 18, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 77 S.

KALLWEIT, R., RIEK, W. (2007): Entwicklung des Kronenzustandes – Waldschadenserhebung 1986 – 2006. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. 133-142.

KÄTZEL, R., KALLWEIT, R., LÖFFLER, S., MÖLLER, K., BECK, W., SCHRÖDER, J. 2016: Zur Klimaplastizität der Wälder in Brandenburg – Eine retrospektive Betrachtung aus der Sicht des Waldmonitorings. *AFZ-DerWald*, 20-25.

LAMPPI, J. 2002: Scots pine needle longevity and other shoot characteristics along pollution gradients. *Univer-*

sity of Oulu, ISBN 951-42-6882-2 (URL: <http://herkules oulu.fi/isbn9514268822/>)

LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O. 1975: Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. MLUR Brandenburg, Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) 2000 ISBN: 3-933352-33-9

LÜTTSCHWAGER, D.; WULF, M., RUST, S.; FORKERT, J.; HÜTTL, R. F. (1998): Tree canopy and field layer transpiration in Scots pine stands. – In: Hüttl, R. F.; Bellmann, K. [Eds.]: Changes of Atmospheric Chemistry and Effects on Forest Ecosystems: A Roof Experiment Without Roof. - Nutrients in Ecosystems Vol. 3. – Dordrecht Kluwer Academic Publishers: 97-110.

MENCUCCINI, M., BONOSI, L. 2001: Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Can. J. For. Res.* 31, 442-456.

NIINEMETS, Ü., LUKJANOVA, A. 2003 a: Total foliar area and average leaf age may be more strongly associated with branching frequency than with leaf longevity in temperate conifers. *New Phytologist* 158:75-89.

NIINEMETS, Ü., LUKJANOVA, A. 2003 b: Needle longevity, shoot growth and branching frequency in relation to site fertility and within-canopy light conditions in *Pinus sylvestris*. *Ann. For. Sci.* 60, 195-208.

PENSA, M., JALKANEN, R. 2005: Variation in needle longevity is related to needle-fascicle production rate in *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology* 25, 1265-1271.

REICH, P.B., RICH, R.L., LU, X., WANG, Y.-P., OLEKSYN, J. 2014: Biogeographic variation in evergreen conifer needle longevity and impacts on boreal forest carbon cycle projections. *PNAS* 111, 38, 13703-13708.

SCHÖTTLE, A.W.; FAHEY, T.J. 1994: Foliage and fineroot longevity of pines. *Ecol. Bull.* 43: 136-153.

VENNETIER, M.; GIRARD, F.; TAUGOURDEAU, O.; CAILLERET, M.; CARAGLIO, Y.; SABATIER, S.-A.; OUARMIM, S.; DIDIER, C.; THABEET, A. (2013): Climate Change Impact on Tree Architectural Development and Leaf Area, Climate Change – Realities, Impacts Over Ice Cap, Sea Level and Risks, Prof. Bharat Raj Singh (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/51510. Available from: <http://www.intechopen.com/books/climate-change-realities-impacts-over-ice-cap-sea-level-and-risks/climate-change-impact-on-tree-architectural-development-and-leaf-area>

Kronenzustand als Vitalitätsweiser

REINHARD KALLWEIT

Einleitung

Die Waldzustandserhebung (WZE) erfasst den virtuell fehlenden Benadelungs-/Belaubungsanteil bzw. die Kronentransparenz der Bäume des herrschenden Bestandes in der von Konkurrenz weitgehend unbeeinflussten Lichtkrone (EICHHORN et al. 2010). Als Maßstab dient ein standortgerecht gewachsener voll belaubter Bezugsbaum (Relativmaßstab) bzw. eine Serie von Fotos von differenziert belaubten Kronen der beobachteten Baumarten (MEINING et al. 2007). Der Maßstab hat sich bei Einhaltung des Systems der Qualitätssicherung als treffsicher und reproduzierbar bewährt (EICKENSCHIEDT UND WELLBROCK 2014).

Zweifellos ist die Blattfläche der Pflanzen die entscheidende Voraussetzung der Absorption von Licht zur Photosynthese. Im Wettbewerb um die Ressource Licht wird mit der Kronenstruktur und Blattfläche die optimale Lichtnutzungseffizienz der Art entsprechend der Konkurrenz im Bestand und den Standortbedingungen eingestellt und permanent angepasst (NIINEMETS 2009, PRETZSCH 2010, GROTE et al. 2016). Steigenden Zuwachsraten der Wälder und nicht mehr nachweisbarer Wirkungen von Luftverunreinigungen (RÖTZER UND PRETZSCH 2016) stehen nach wie vor steigende Kronenverlichtungen der Hauptbaumarten in Europa und Deutschland gegenüber (SEIDLING et al. 2015, BMEL 2014).

Bäume sind also zugleich auf eine möglichst hohe Kronendichte und -größe für maximalen Lichtgenuss durch Standraumeroberung mit sekundärem Wachstum ausgerichtet, müssen sich andererseits aber auch auf (zeitweilig) limitierte Nährstoff- und Wasserressourcen einstellen können um ihre Lebensfunktionen und die Reproduktion der produktiven Organe (primäres Wachstum) zu sichern ohne überbeansprucht abzusterben. In diesem Spannungsfeld ist die Beurteilung der Vitalität der Bäume angesiedelt und es ist augenscheinlich, dass mit einer aktuellen Kronendichte-Schätzung keine eindeutige Aussage zur Vitalität eines Baumes getroffen werden kann. Vielmehr muss die Vitalität der Bäume in Relation zur Stressintensität verstanden werden als die höchstmögliche Leistungsfähigkeit aller Lebensfunktionen, die das schadlose Überstehen natürlicher Belastungen gewährt (KOCH UND MAIER-MAERCKER 1992).

Auch wenn die Kronenverlichtung nicht direkt und absolut Auskunft über den Vitalitätszustand eines Baumes bzw. des Waldes geben kann ist ihr repräsentatives Monitoring als ein Vital-Merkmal von Interesse. Das ist offensichtlich, wenn es um den Extremwert der Kronenverlichtung mit 100 %, die Mortalität geht. Aber auch die Fähigkeit der Anpassung der Kronenstruktu-

ren an die Wuchsbedingungen, ihre Resilienz gegenüber Störungen und die differenzierte Konkurrenzstärke der Kronenentwicklung verschiedener Baumarten unter dynamischen Standortbedingungen (Eutrophierung durch Stickstoffeinträge, Versauerung der Böden, steigende CO₂-Konzentrationen der Luft, Temperaturanstieg, Trockenstress, Bewirtschaftungswandel) werden über die systematische, periodische Inventur von Kronenstrukturparametern erkennbar. Die relativ einfache, kostengünstige Inventur der Kronenverlichtung ermöglicht eine jährliche flächenrepräsentative Aufnahme eines Vitalitätsmerkmals im Landes- und Bundesmaßstab.

Die WZE wurde 1984 noch als jährliche Waldschadenserhebung bundesweit begonnen und ab 1986 auch in der DDR im Rahmen des ICP-Forests der UN-ECE Konvention zu Grenzüberschreitenden Luftschadstoffen (CLRTAP) eingeführt. Zu den differenzierten Herangehensweisen der Waldzustandsinventur wird im Beitrag Messnetze der forstlichen Umweltkontrolle eingegangen. Seit 1991 wird die Waldzustandserhebung auch in Brandenburg und Berlin nach konsistenter Methodik mit allerdings wechselnder Netzdichte durchgeführt.

Kronenverlichtung

Die Kronenverlichtung wird in der Waldzustandserhebung in 5 %-Stufen an einzelnen Probestämmen, die nach einem festen Schema ausgewählt wurden, bonitiert. Die in der Inventur erfasste Häufigkeitsverteilung der Verlichtungsstufen aller Bäume einer Auswertungseinheit (z. B. Bundesland, Baumart, Altersgruppe) wird traditionell zu 5 sogenannten Schadstufen zusammengefasst. Die Schadstufe 0 (gesund) umfasst die Kronenverlichtungen von 0 bis 10 %, die Schadstufe 1 (Warnstufe) die Verlichtungsstufen von 15 – 25 %. In diesem Bereich wurde ursprünglich das Anpassungspotenzial der Bäume an aktuelle Witterungsbedingungen gesehen, das ohne permanente Schäden toleriert werden kann. Kronenverlichtungen von 30 – 100 % werden in der Summe als deutliche Schäden bezeichnet und in dieser Zusammenfassung als Schadstufen 2 – 4 dokumentiert. Sie setzen sich zusammen aus der Schadstufe 2 (mittlere Schäden 30 – 60 %), 3 (starke Schäden 65 – 99 %) und 4, die nur tote Bäume (ohne lebende Blätter) umfasst.

In Brandenburg wurde nach diesem Schema seit 1991 über alle Baumarten zunächst eine stetige Verbesserung des Waldzustandes von 1991 bis 1999 festgestellt, der bis 2006 ein Anstieg der Schäden folgte. Seither deutete sich tendenziell bis 2008 wieder ein leichter Rückgang der Verlichtungen an. Durch den ab 2009 erfolgten Wechsel des Beobachtungsnetzes,

verbunden mit einer erheblichen Reduktion der Netz-
dichte (siehe Beitrag Messnetze der forstlichen Um-
weltkontrolle) ist die übergreifende Interpretation der
Ergebnisse der Inventuren problematisch (Abb. 1).

In 2009 wurde ein außergewöhnlich guter Vitalitätszu-
stand erfasst. In den Jahren bis 2015 sinkt aber ten-
denziell der Anteil voll belaubter Kronen ab und steigt
der Anteil der Schadstufe 1 mit Verlichtungen bis 25 %.
Die Entwicklung deutlicher Schäden pendelt um 10 %
ohne dramatische Ausschläge. Ein Vergleich mit der
ungebrochenen Zeitreihe der WZE-Aufnahmen in Ber-
lin weist für die Periode seit 2004 eine kontinuierliche
Erholung des Waldzustandes aus.

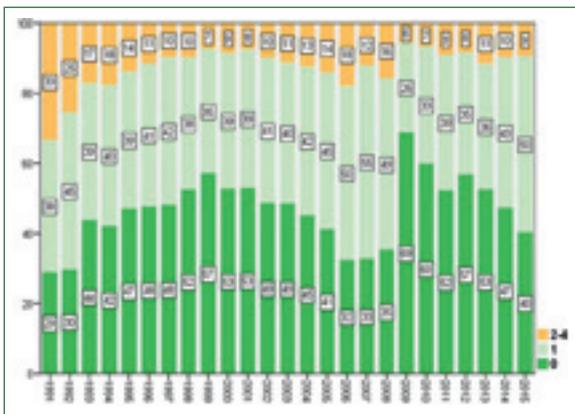


Abb. 1: Entwicklung der Schadstufenanteile in der WZE-Stich-
probe Brandenburg über alle Baumarten in Prozent. (Eine
Umstellung und Ausdünnung des Messnetzes in 2009 schränkt
die Vergleichbarkeit der Zeitreihe dieser Auswertung ein).

In Abb. 2 werden die Mittelwerte der Kronenverlichtungs-
Stufen für Baumartengruppen in ihrer zeitlichen
Entwicklung dargestellt. Auf der Zeitachse sind auffäl-
lige Trockenjahre (1992, 1999, 2003, 2006, Frühjahr
2011 und 2015) markiert.

Nach Jahren hoher Immissionsbelastung und den Tro-
ckenjahren 1988 und 1989 waren die Kiefern im Jahr

1991 die am stärksten geschädigte Baumart in Bran-
denburg. In den Folgejahren erholten sich die Kiefern
bis 1999 aber recht schnell. Mit den wiederholten Tro-
ckenjahren 1999, 2003 und 2006 stieg dann aber auch
bei den Kiefern die mittlere Verlichtung wieder an. Mit
dem Netzwechsel wurde das Niveau der Kiefernbe-
nadelung durch den Autor gegenüber den vorherigen
Aufnahmen als deutlich besser eingeschätzt. Abgese-
hen von diesem Bruch in der Zeitreihe bleibt die Kro-
nenverlichtung vergleichsweise gering, allerdings seit
2009 leicht steigend.

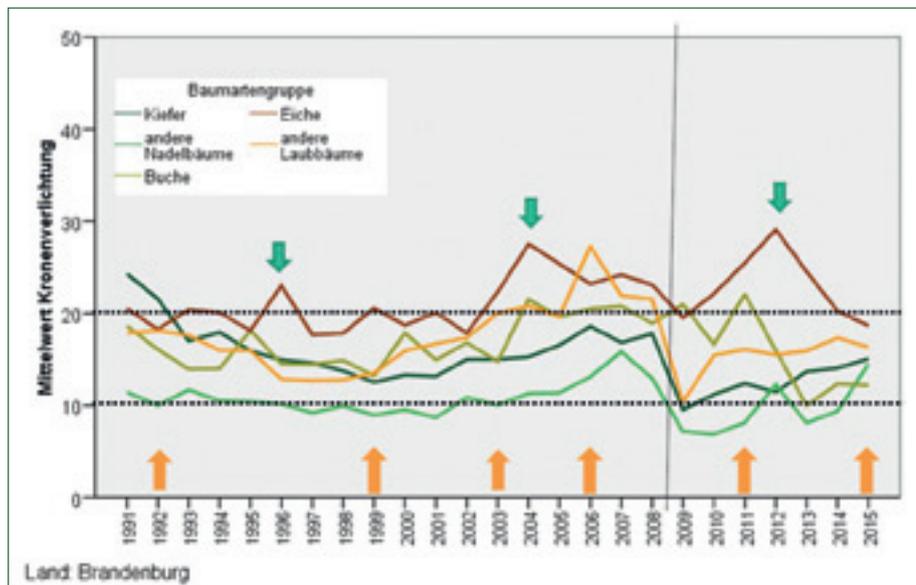
Die wenigen anderen Nadelbäume (Lärche, Strobe,
Fichte, Douglasie) blieben bis 2005 relativ konstant
ohne Schäden, zeigten dann aber wie die Kiefern zu-
nehmende Verlichtungen.

Besonders stark fiel der Anstieg der mittleren Kro-
nenverlichtung bei den anderen Laubbäumen (Birke,
Erle, Pappel, Roteiche, Robinie) mit einem Höhepunkt
in 2006 aus. Das Niveau der Verlichtung hat sich seit
2010 wieder um 15 % eingeepegelt.

Die Buchen blieben bis 2003 auf einem mittleren Ni-
veau von 15 % Verlichtung jeweils unterbrochen durch
Jahre mit hoher Fruktifikation, die entsprechend zu
geringerer Ausbildung von Blattmasse führen (1995,
1998, 2000, 2002, 2004, 2006, 2007, 2009, 2011,
2014). Mit dem extremen Jahr 2003 stieg die mittlere
Verlichtung der Buchen auf 20 % und verblieb bis
2011 auf diesem Niveau. Seit 2013 ist eine deutliche
Verbesserung des Belaubungszustandes der Buchen
festzustellen.

Die Eichen (Trauben-Eiche und Stiel-Eiche) waren mit
relativ konstant 20 % mittlerer Kronenverlichtung von
1991 bis 2003 ab 1993 die Baumartengruppe mit den
stärksten Schäden in Brandenburg und auch Berlin.
Die Dynamik der Kronenverlichtung war immer be-
gleitet von starken Schäden durch Insektenfraß und
Mehltaubefall mit Höhepunkten in den Jahren 1996,
2004 und 2012. Dabei ist auch für die Eichen ein Be-

Abb. 2: Entwicklung der
mittleren Kronenverlichtung
im Inventurnetz der
Waldzustandserhebung in
Brandenburg; die Pfeile auf
der Zeitachse markieren
Trockenjahre, die grünen
Pfeile markieren Höhepunk-
te biotischer Schäden an
den Eichen.



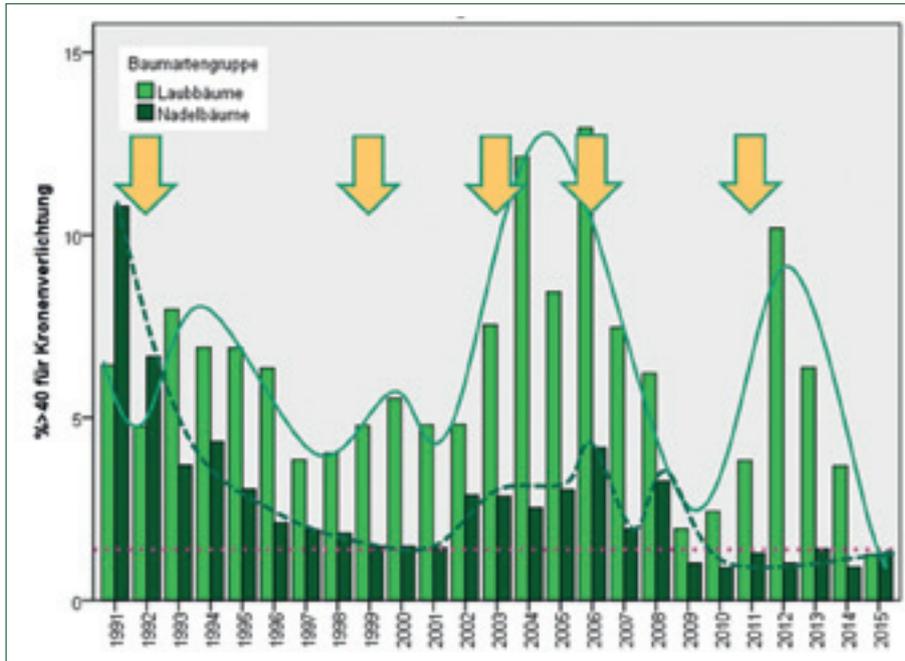


Abb. 3: Anteile von Bäumen mit Kronenverlichtung über 40 % nach Baumartengruppen Laub- und Nadelbäume; Pfeile markieren Trockenjahre.

zug der Kronenverlichtung zum Trockenstress unverkennbar.

Eine vergleichende Betrachtung der starken Kronenverlichtung über 40 % von Laub- und Nadelbäumen (Abb. 3) weist sehr deutlich aus:

- Trockenjahre wirken sich in einem Anstieg auf die Kronenverlichtung der Waldbäume aus,
- der Effekt von Trockenjahren hält über mehrere Jahre an, bevor er im Kronenbild regeneriert werden kann,
- Nadelbäume reagieren auf Grund ihrer über mehrere Kohorten unterteilten Belaubung weniger stark und puffern starke Verlichtungen besser ab als Laubbäume mit einjährigen Blättern.

Zu Beginn der Beobachtungsperiode waren Nadelbäume stärker geschädigt als Laubbäume, das wird als Hinweis auf für die Kiefernbenadelung dominierende Vergiftungseffekte durch langjährige SO₂-Immissionen gesehen, die Effekte der Trockenjahre 1988/1989 überlagerten. Seit 2009 liegt der Anteil von Nadelbäumen mit Kronenverlichtung >40 % permanent unter 1,25 Prozent. Der 2002 erfolgte Anstieg starker Schäden an den Nadelbäumen ist nicht auf das Trockenjahr 2003 zurück zu führen, sondern einer Nonnenkalamität geschuldet, die sich 2003 fortsetzte.

Mortalität

Die Mortalität ist der Extremfall der Kronenverlichtung. Mit dem Wachstum der Bäume konkurrieren sie um Licht und Raum. Dabei bleibt die Mehrzahl der Individuen im Laufe des Bestandeslebens einer Umtriebszeit auf der Strecke und wird entweder durch die Bewirtschafter herausgepflegt oder stirbt ab. Tabelle 1 illustriert die Größenordnung dieses Prozesses anhand der Kiefern-Ertragstafel M 30 (LEMBCKE et al. 2000).

Tabelle 1: Entwicklung der Individuenzahl eines Kiefernbestandes nach Ertragstafel.

Alter	Individuenzahl verbleibend [N/ha]	Ausscheidend		
		[N/ha]	[%]	[%/a]
1	10000			
20	5425	4575	46	2,3
40	1534	3891	72	3,6
60	715	819	53	2,7
80	426	289	40	2,0
100	293	133	31	1,6
120	222	71	24	1,2

Die Waldzustandserhebung beschränkt sich aus diesem Grund auf die Kontrolle des herrschenden Bestandes, d. h. der Bäume der Kraft'schen Klassen 1 bis 3 die am Kronendach beteiligt sind (KRAFT 1884). Sinkt ein Baum in seiner soziologischen Stellung in den Bereich der beherrschten bzw. unterständigen Bäume ab, scheidet er aus dem Beobachtungskollektiv aus. Gleichfalls werden Bäume mit Kronenbrüchen über 50 % und Hänger nicht weiter beobachtet. Da die WZE-Plots im normal bewirtschafteten Wald liegen, führen auch planmäßige und Zwangsnutzungen, die nicht immer klar zu unterscheiden sind, zu Ausfällen von Probestämmen. Erwartungsgemäß dominiert in der WZE-Stichprobe Brandenburgs die Nutzung als Ausfallgrund mit 65 % (Abb. 4). Die zweite große Gruppe der Ausfälle wird von in der Konkurrenz unterliegenden Bäumen mit 19 % gebildet.

Tatsächlich abgestorben verlassen im gesamten Beobachtungszeitraum nur 9,5 % der Ausfallbäume die Stichprobe. Die Ausfälle liegen insgesamt in der Größenordnung von jährlich 1 bis aktuell maximal 5 % (Abb. 5). Es zeichnet sich eine steigende Tendenz der Nutzung ab, was auf verschiedene Ursachen zurück-

zuführen ist. Einmal werden ab 2009 die WZE-Probebäume nicht mehr markiert, was ihre Auswahl bei Durchforstungen weniger hemmt. Ein weiterer Effekt betrifft das durch die Aufnahmemethodik zunehmende Alter der Probebäume, bzw. Inventurplots die damit in das Alter der Hiebsreife wachsen.

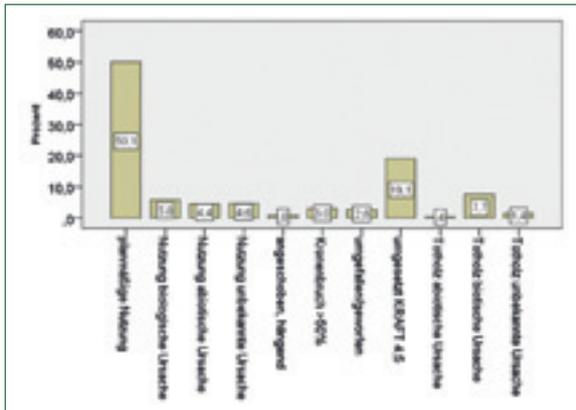


Abb. 4: Anteile von Ausfallgründen aus der WZE-Stichprobe von Brandenburg im Zeitraum 1991 – 2015.

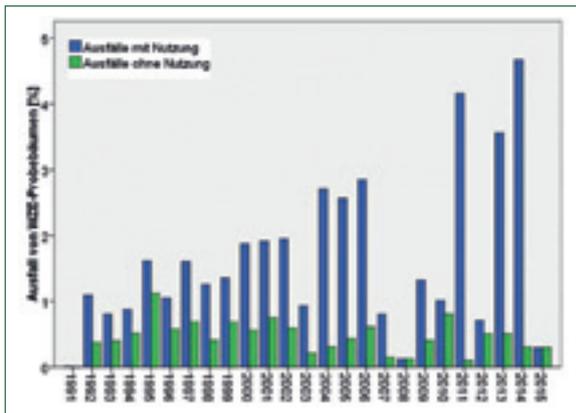


Abb. 5: Anteil von ausgefallenen Probebäumen in Prozent in der WZE-Stichprobe von Brandenburg mit bzw. ohne nutzungsbedingte Ausfallursachen

Die Ausfälle ohne Nutzung liegen in der Regel unter einem Prozent. Ausnahmen in 1995 betrafen den Ersatz eines Überhangs von unterdrückten Bäumen und 2010 eine größere Anzahl von Kronenbüchen (Schneebruch).

Tatsächlich beobachtet abgestorben sind aus dem herrschenden Bestand der WZE-Stichprobe im Beobachtungszeitraum (bei differenzierten Netzdichten) insgesamt 428 Bäume bei 212488 Probebaumbonituren. Die Mortalitätsrate weist insgesamt keine gerichtete Tendenz auf und liegt im Mittel bei 0,2 % (Abb. 6). Ähnliche Größenordnungen geben auch DAMMANN et al. (2001) mit 0,21 % über alle Baumarten und DOBBERTIN et al. (2009) mit 0,3 bis 0,4 % im Sanasilva-Netz der Schweiz an. Die Mortalität ist aber nicht gleichmäßig über die Aufnahmeperiode verteilt. Es sind klar höhere Mortalitätsraten festzustellen in 1993 nach dem Trockenjahr 1992, in den Jahren 2004 und 2005 in Folge des Extremsommers 2003 sowie in 2012 in der Folge auf ein extrem trockenes Frühjahr 2011.

Nach Baumartengruppen getrennt ergibt sich aber ein durchaus differenziertes Bild der Entwicklung der Mortalitätsrate im WZE-Netz (Abb. 7). Während die Kiefer eine leicht fallende Mortalitätsrate zeigt, steigt sie bei den Eichen im WZE-Netz Brandenburgs deutlich an.

Bei Kiefer wurde zum Anfang der Beobachtungsreihe 1992 bis 1995 eine erhöhte Mortalität festgestellt. Diese Ballung erhöhter Mortalitätsraten könnte sowohl mit der abklingenden Luftverunreinigung durch SO₂, als auch Effekten der Trockenjahre 1988, 1989 und 1992 in enger Folge oder der Kombination beider Einflüsse erklärt werden. Eine Differenzierung des Effektes auf beide Ursachengruppen ist aber nicht möglich. Erst in Folge des Jahrhundertsommers 2003 stieg die Mortalität in 2004 und 2005 wieder an. Nach dem Trockenjahr 2006 ist sie auch in 2008 erhöht und das sehr trockene Frühjahr 2011 könnte eine Ursache für vermehrt absterbende Kiefern in 2013 sein. Die Eichen reagierten in 2004 und

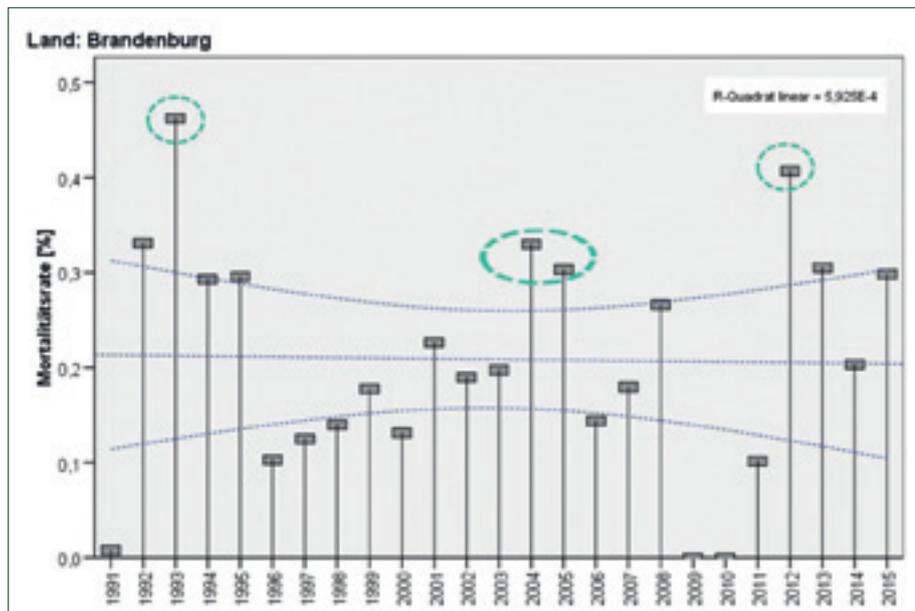


Abb. 6: Mortalitätsrate im WZE-Netz Brandenburgs 1991 – 2015.

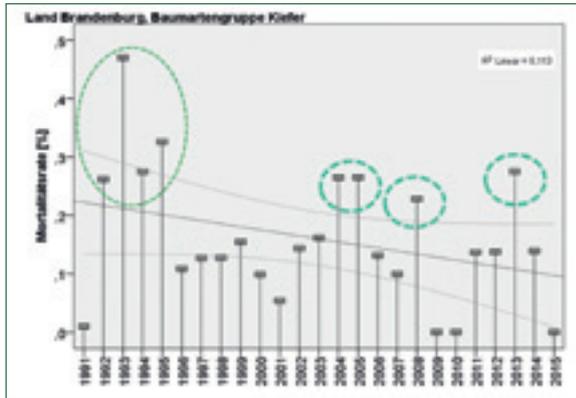


Abb. 7: Entwicklung der Mortalitätsraten von Kiefer und Eiche im WZE-Netz des Landes Brandenburg 1991 – 2015.

2007 – 2008 in Folge der trockenen Sommer 2003 und 2006 mit vermehrtem Absterben. Die Häufung von abgestorbenen Eichen in 2012 deckt sich mit der Frühjahrstrockenheit in 2011, war aber auch ein Höhepunkt des Befalls durch den Eichenprozessionsspinner.

Die Höhepunkte der Mortalitätsrate lassen sich recht plausibel als Reaktion auf Trockenstress, z. T. ergänzt um Stress durch biotische Schaderreger bzw. Luftverunreinigungen SO₂ bzw. Ozon erklären. In Abb. 8a sind die klimatischen Wasserbilanzen der Vegetationsperioden im für die Erhebungsperiode relevanten Zeitraum am Beispiel der Klimastation Kienhorst mit für die Periode 1951 – 2015 ausgewiesenen Perzentilen von Extremwerten dargestellt. Für das Jahr 2011 ergibt sich daraus sogar eine außergewöhnlich positive Bilanz. Dieses Jahr war durch ein extrem trockenes Frühjahr gekennzeichnet, das sich bundesweit in Wachstumsdepressionen auswirkte (Abb. 8b).

Generell krankt die Erhebung der Mortalität an der zu geringen Stichprobenzahl für eine repräsentative Erfassung dieses seltenen Ereignisses. So kann eine mit der Klimaerwärmung mögliche schleichende Erhöhung der Mortalitätsrate trotz des dringenden Bedarfs auch mit dem gegenwärtig umfangreichsten Inventursystem der Vitalität der Wälder Europas nicht verfolgt werden (ALLEN et al. 2010, HARTMANN et al. 2015, DORMANN et al. 2015, KLEIN et al. 2014).

Beobachtungen der Mortalität an 10 Kiefernbeständen im Alter 60 bis 111 um die Stadt Lübben mit in der Summe 22224 Bäumen über den Zeitraum von 1973 bis 1988 ergaben recht interessante Einblicke in die Mortalitätsdynamik in Bezug zur Trockenstress-Belastung (HILL 1993). In Abbildung 9 werden die Ergebnisse dieser Beobachtungen zusammenfassend dargestellt. Die mittlere Mortalitätsrate lag über alle Baumklassen mit 0,3 % in der gleichen Größenordnung wie in der heutigen WZE-Periode. Es wurde eine deutliche Beziehung von Niederschlagsdefizit und Mortalität im gleichen bzw. Folgejahr festgestellt. Hill beobachtete eine starke Differenzierung der Mortalitätsraten nach der soziologischen Stellung sowie dem Benadelungsgrad der Kiefern. Während die 92 % Kiefern in den KRAFT'schen Klassen 1 und 2 insgesamt nur zu 0,12 % abstarben und auch in Trockenjahren keinen Anstieg der Mortalität über 0,2 % erfuhren, verstärkte der Trockenstress die Mortalität in den Klassen 3 und 4 sehr deutlich auf 5 % bzw. 15 % (Abb. 9b). Das deckt sich grundsätzlich mit den Ergebnissen der WZE-Beobachtungen. Vitale Kiefern des herrschenden Bestandes tolerieren Trockenstress. Die schwächeren soziologischen Klassen mit geringer Nadelmasse unterliegen in Jahren mit Trockenstress, d.h. sie scheiden vermehrt aus. Mehrfache Niederschlagsdefizite innerhalb der über 3 Jahre laufenden Regenerationsphase akkumulieren sich in ihrer Wirkung. Dem Ansatz von GROTE et al. (2016), die gerade ein mög-

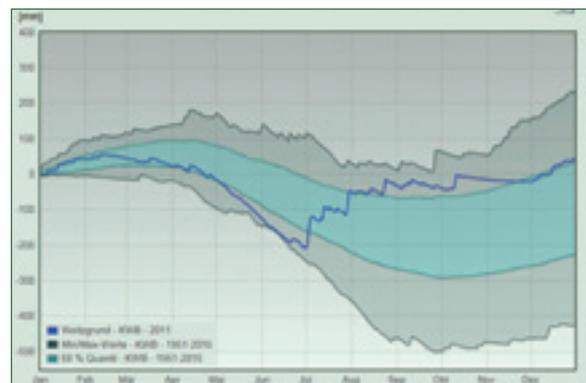
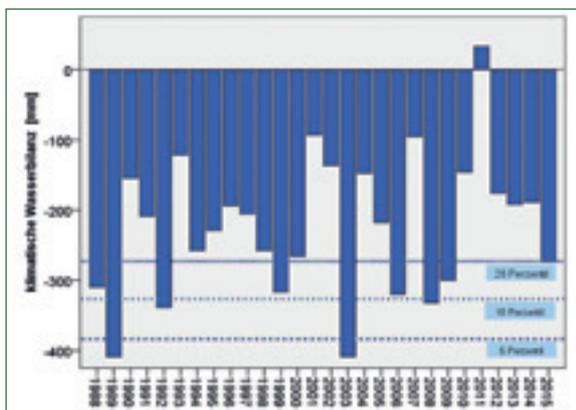


Abb. 8: Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit (April – September) an der Klimastation Kienhorst für die Jahre 1988 – 2015 (links), sowie die Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz im Jahr 2011 an der Klimastation Weitzgrund.

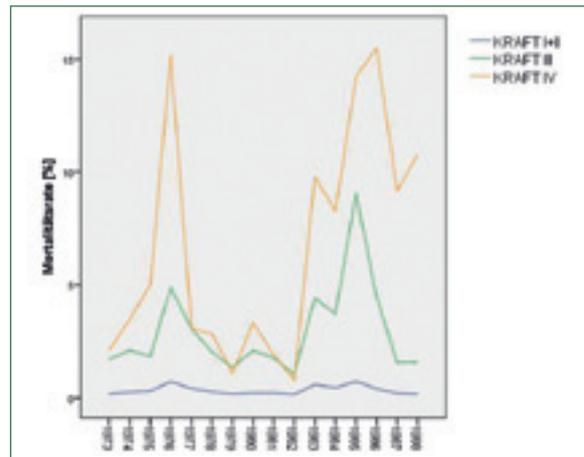
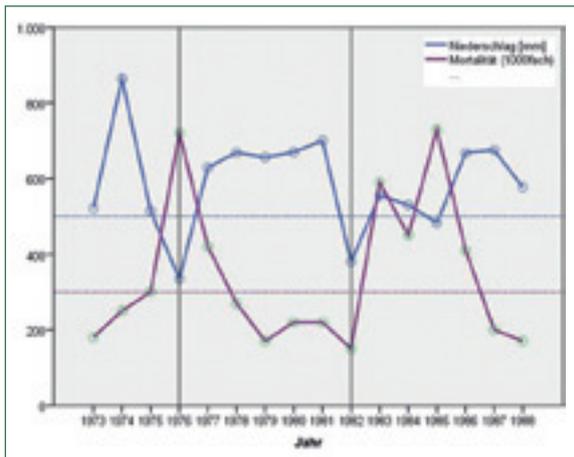


Abb. 9: Vergleich von Mortalitätsraten in mittelalten Kiefernbeständen (1000fach überhöht) mit Jahresniederschlagshöhen im Raum Lübben 1973 – 1988 (links) sowie Differenzierung der Mortalitätsraten im Beobachtungszeitraum nach soziologischen Baumklassen (KRAFT) (nach HILL 1993, verändert).

ches vermehrtes Absterben herrschender Bäume bei Trockenstress begründen, scheint die Kiefer nicht zu folgen.

Die Mortalität der Kiefern in der Stichprobe des ÖWK-Rasternetzes (Altersbereich 40 – 80 Jahre) der DDR lag im Zeitraum 1986 bis 1990 auch im Bereich von 0,2 bis 0,4 %. Dabei war erkennbar, dass in Regionen mit geringerer Schwefeldioxid-Belastung wie in Mecklenburg mit 0,18 % und Brandenburg/Berlin mit 0,24 % geringere Mortalitätsraten erfasst wurden als in höher belasteten Gebieten wie Sachsen-Anhalt und Thüringen mit 0,38 %.

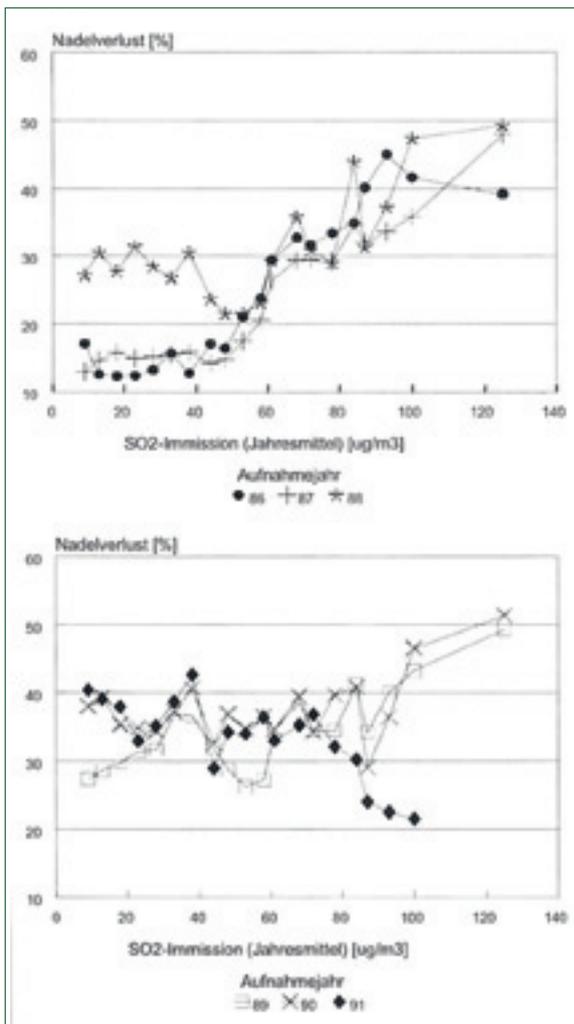


Abb. 10: Nadelverlust von 40-80jährigen Kiefern im Rasternetz der ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) nach Klassen der SO₂-Immissionsbelastung (aus KALLWEIT UND BÖTTIGER 2001).

In einer Analyse aus dem Jahr 1992 wurde in einem Vergleich der Nadelverluste der Kiefern nach Klassen der Immissionsbelastung nur dann eine Beziehung festgestellt, wenn wie 1986 und 1987 kein Trockenstress herrschte. Dann waren deutlich bessere Benadelungsgrade bei geringen Immissionen festzustellen. Mit dem Trockenstress von 1988 und 1989 wurden dagegen beginnend 1988 generell relativ unabhängig von der Immissionsbelastung Nadelverluste über 25 % erhoben (KALLWEIT 1992, KALLWEIT UND BÖTTIGER 2001; Abb. 10). Das Zusammenwirken von Luftverunreinigungen und Trockenstress wiesen bereits KOCH UND MAIER-MAERCKER (1992) in experimentellen Befunden an Fichte nach. Mit dem Wegfall der SO₂-Immissionsbelastung könnte eine gestiegene Trockenstresstoleranz der Kiefern erreicht worden sein, die sich in einer reduzierten Mortalitätsrate manifestiert.

Kronenzustandsdynamik der Kiefer

Mit der Dominanz einer Baumart ergibt sich der Vorteil einer großen Stichprobenzahl im starren Inventursystem auf Rasterbasis. Die Verteilungen der Kronenverlichtung auf 5 %-Stufen werden in Abb. 11 für Kiefern im Alter >40 Jahre, die relativ unabhängig vom Baumalter bonitiert werden (Abb. 12), für die Aufnahmejahre 1991 – 2015 dargestellt. Es zeichnet sich dabei ab, dass eine unimodale Verteilung mit einem Modus von 10 % den Zustand der bisher besten Benadelung charakterisiert.

Der Modus wurde im Extrem (1991) in einer bimodalen Verteilung bis zu 30 % Kronenverlichtung ausgeleitet. Die Modi der Verteilungen schwanken mit der Witte-

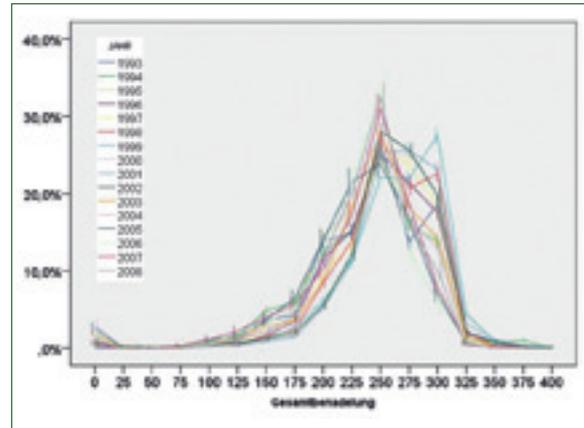
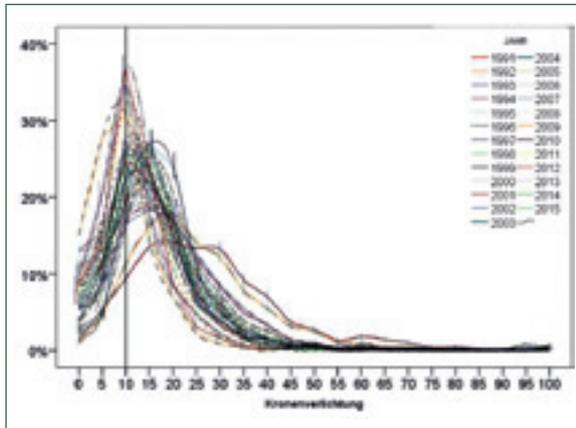


Abb. 11: Verteilungen der 5 %-Stufen der Kronenverlichtung von Kiefern im Alter über 40 Jahre im WZE-Netz von Brandenburg (links) sowie der Benadelungssumme der Nadeljahrgänge (Gesamtbenadelung).

rungsanpassung im Bereich von 5 bis 15 % ohne zu vermehrten starken Schäden zu führen. Daraus wird geschlossen, dass null Prozent Kronenverlichtung nicht den Normalzustand der Kiefern im Bestand charakterisieren und erst eine um mehr als 15 % reduzierte Benadelung Ausdruck einer Schädigung ist, die durch vermehrte starke Schäden bzw. steigendes Risiko absterbender Bäume gekennzeichnet ist (Abb. 11a).

Die im Zeitraum 1993 bis 2008 erfasste Benadelungsdichte der Jahrgangskohorten in 25 % Stufen wurde zur Gesamtbenadelung aufsummiert. Dabei liegt der klare Schwerpunkt bei 2,5 Nadeljahrgängen, nur im Jahr 1999 wurde einmalig der Modus zu 3 vollen Nadeljahrgängen verschoben (Abb. 11b). Benadelungs-Summen kleiner als 1,25 und größer als 3,25 kommen nur selten vor. Die Erwartung der Nadeljahrgangszahl voll benadelter Kiefern ist damit auf in der Regel 3 Jahrgänge zu beschränken. Mit dem Wegfall der Immissionsbelastung durch SO₂ hat sich die Nadellebensdauer nicht erhöht. Insgesamt ergab sich über die Vergleichsperiode in den Ergebnissen der Kiefernansprache eine sehr enge Korrelation von Gesamtbenadelung (Nadellebensdauer) und Kronen-

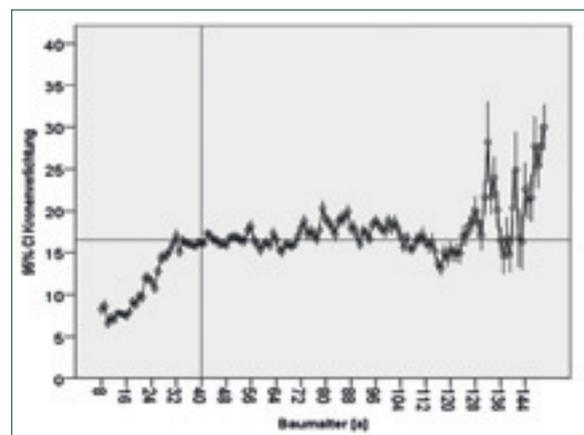


Abb. 12: Kronenverlichtung der Kiefer im WZE-Netz Brandenburg (1991 – 2015) nach Baumalter (Fehlerbalken markieren den 95 % Vertrauensbereich).

verlichtung, wobei nicht klar ist, welcher Parameter primär aufgenommen wurde. Aus diesem Grund wurde mit der Umstellung des WZE-Netzes ab 2009 die zusätzliche Aufnahme der Gesamtbenadelung eingestellt.

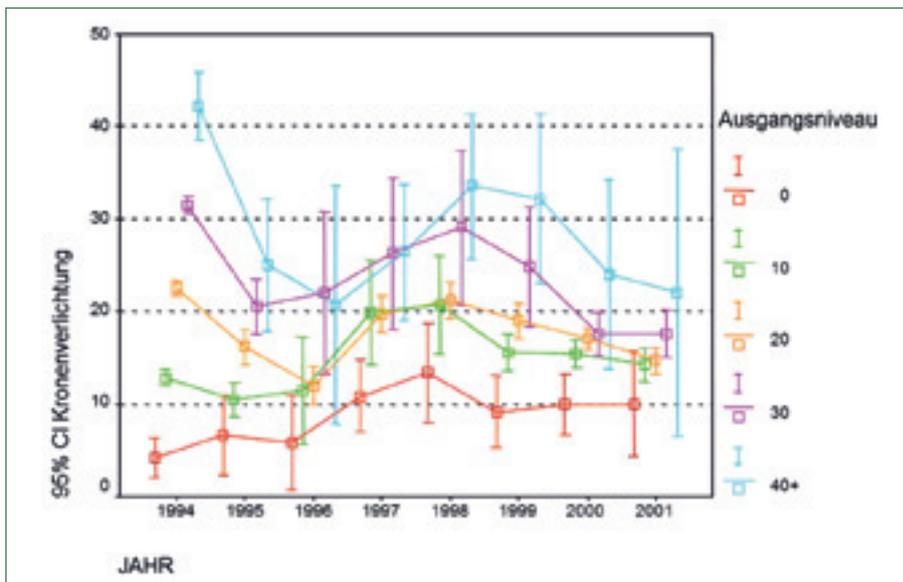


Abb. 13: Entwicklung der Kronenverlichtung von Kiefern an der Level II-Fläche 1201 nach Klassen des Ausgangsniveaus in 1994.

Ableitung individueller Vitalitätsklassen

Die Analyse der Kronenzustandsentwicklung der Einzelbäume an der Dauerbeobachtungsfläche 1201 (siehe Beitrag Kronenanalyse) ergab ein zunächst chaotisches Bild. Erkennbar war aber neben drei unermittelten Ausfällen ein relativ konstanter Schwankungsbereich der Verlichtungsgrade von 0 bis 40 %.

Es war festzustellen:

- auch unter Stressbelastung gibt es gering verlichtete Bäume,
- auch ohne Stress bleibt der Schwankungsbereich der Kronenverlichtung hoch.

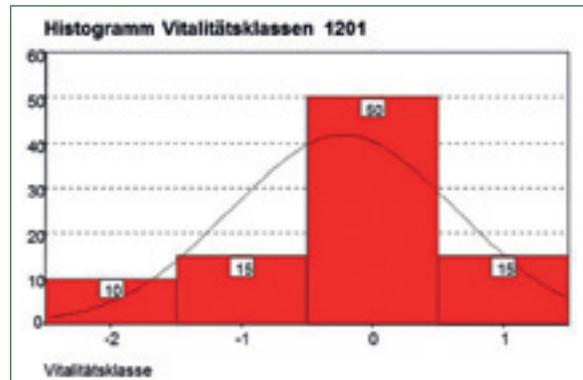
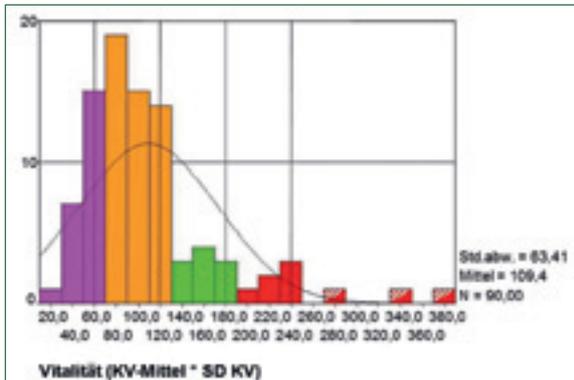


Abb. 14: Histogramme des Vitalitätsmaßes von 90 Kiefern in der Zeitreihe 1994 – 2001 an der Level II-Fläche 1201 Natteheide (links) sowie des Ergebnisses der Klassifizierung der Vitalität von sehr gut (1) bis gering (-2).

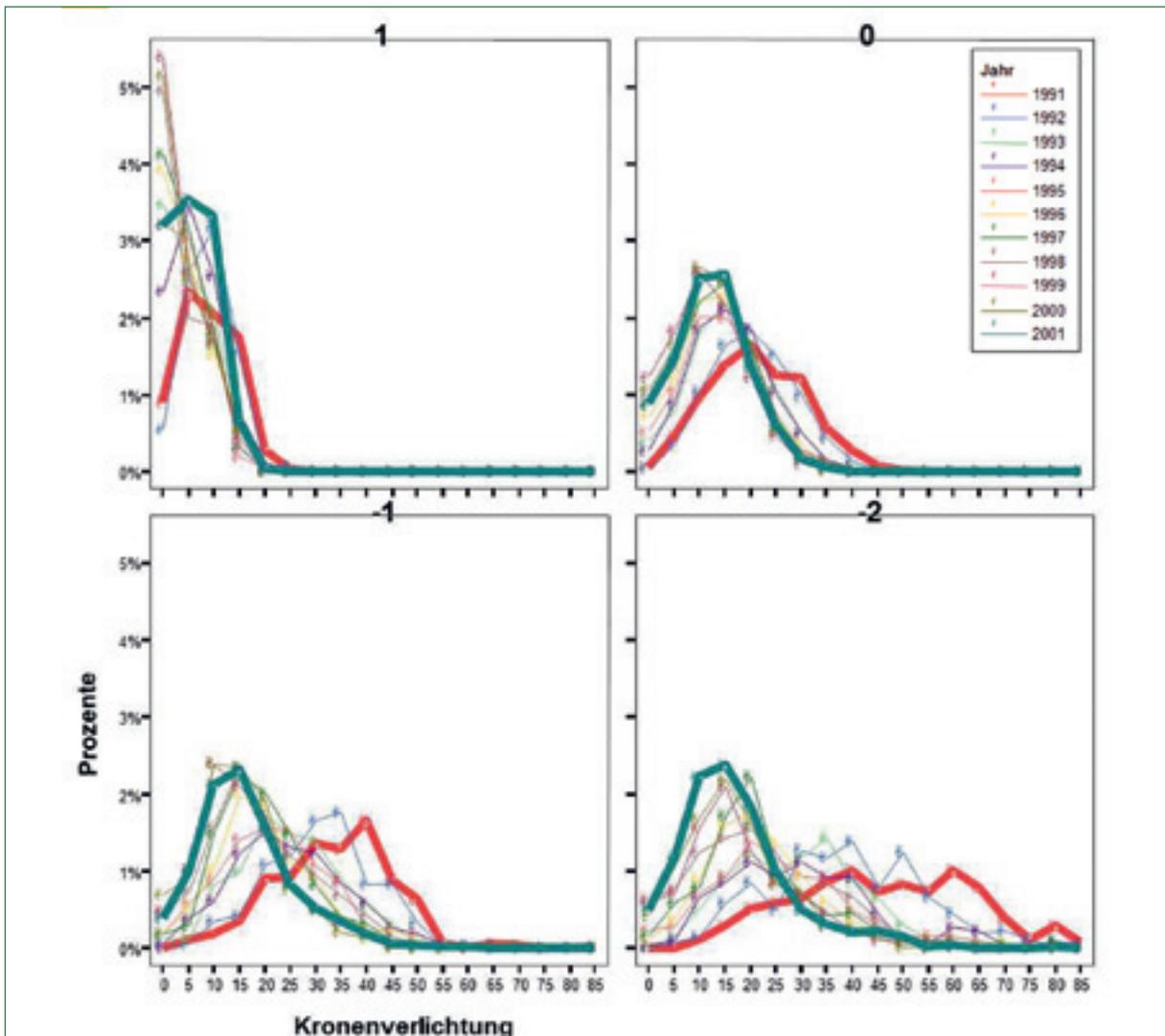


Abb. 15: Kronenzustandsentwicklung der Kiefer im WZE-Netz Brandenburg 1991 – 2001 nach Vitalitätsklassen.

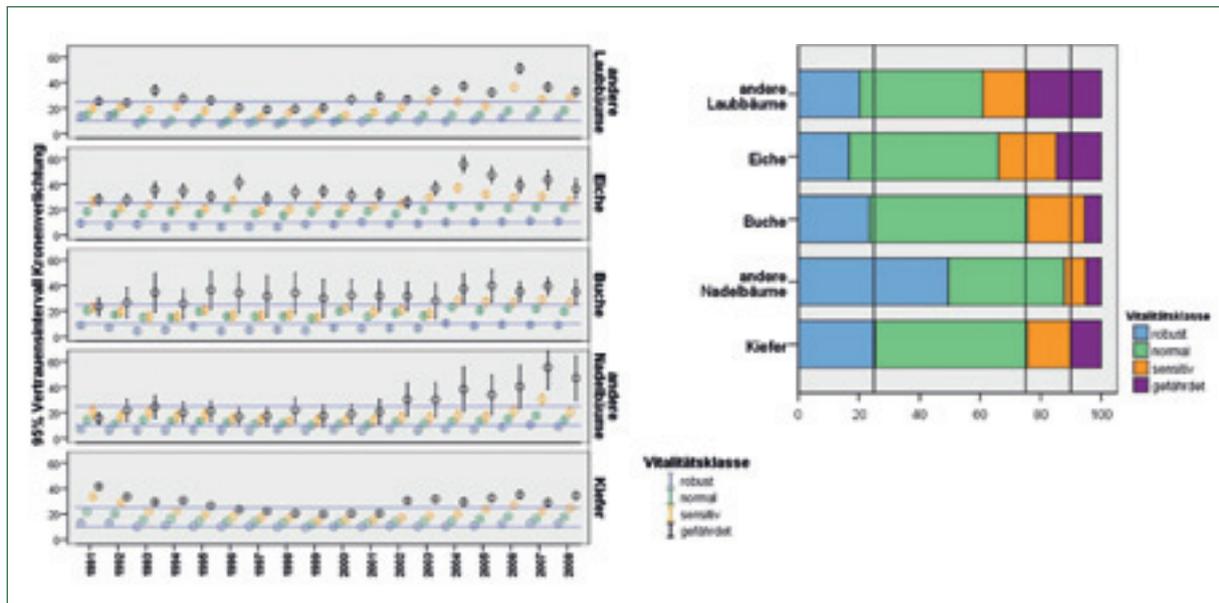


Abb. 16: Kronenzustandsentwicklung der Baumartengruppen im WZE-Netz Brandenburgs nach Vitalitätsklassen der Individuen (links) sowie Anteile der Vitalitätsklassen in den WZE-Aufnahmen 1991 – 2008 (ohne ausgeschiedene und ersetzte Bäume).

Daraus abgeleitet entwickelte sich die Frage:

Gibt es individuelle Reaktionsmuster des Kronenzustandes? Eine Unterteilung der Kronenzustandsentwicklung nach dem Ausgangsniveau ihrer Verlichtung zeigte einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem Niveau der Kronenverlichtung und ihrer Amplitude in der Beobachtungsreihe (Abb. 13).

Entsprechend wurde gefolgert, dass neben dem Mittelwert der Kronenverlichtung eines Baumes auch seine Auslenkung durch Stressereignisse in die Beurteilung einbezogen werden sollte. Die Vitalität eines von Stress unbeeindruckten Baumes wäre höher zu beurteilen als die eines sehr sensitiven Baumes mit dramatischen stressbedingten Nadelmassenverlusten. Mit dem entsprechenden Vitalitätsmaß als Produkt von mittlerer Kronenverlichtung und der Standardabweichung in der Zeitreihe ergäbe sich für jeden Baum ein Vitalitätsmaß, das entsprechend dem Histogramm (Abb. 14a) in die Klassen robust (1), normal (0) und zwei differenzierte Klassen geringerer Vitalität (-1 sensitiv, -2 gefährdet) eingeteilt wurde. Im Fall der Kiefern 1201 waren 65 Bäume normal oder robust, 15 Bäume sensitiv und 10 gefährdet (Abb. 14). Entsprechend ließ sich dieses Reaktionsspektrum auch in der WZE-Stichprobe 1991 – 2001 finden, deren Histogramme der Kronenverlichtung nach den Vitalitätsklassen in Abb. 15 dargestellt sind.

In 2009 konnte diese Analyse auf alle Baumartengruppen der WZE Brandenburg erweitert werden. Dabei zeigten sich 75 % der Kiefern als robust bis normal und 10 % als „gefährdet“, d. h. mit Auslenkungen des Kronenzustandes über die Grenze von 25 % Nadel-/Blattverlust. Während andere Nadelbäume und auch die Buchen ähnliche wie oder bessere Verteilungen der Vitalitätsklassen aufwiesen als die Kiefern, gab es weniger Eichen und andere Laubbäume mit robuster und normaler Vitalität.

Die Erkenntnis individueller Resistenz mag banal erscheinen, wird sie doch grundsätzlich immer wiederkehrend in biologischen Systemen gefunden. Es ist aber von Bedeutung, dass aktuell eine relativ große Reserve von wenig sensitiven Individuen der Hauptbaumarten gegenüber den aktuellen Stressintensitäten besteht und darüber hinaus auch eine zusätzliche Reserve für eine Auslenkung der Kronendichte besteht, die auch bei Extremereignissen nicht zu sofortigen starken Schäden und massiver Mortalität führen sollte. Diese Einschätzung muss allerdings für andere Laubbaumarten und Eichen bereits eingeschränkt werden.

Mehrdimensionale Kronenzustandsbewertung

Der Kronenzustand ist ein Vitalmerkmal, eines unter mehreren. So liegt der Gedanke nahe, mehrere Merkmale zu kombinieren, um die Sicherheit der Bewertung zu erhöhen. Ein frühes Beispiel dieser Kombination war bereits die kombinierte Schadstufe, in der die Schadstufe des Nadel-/Blattverlustes mit der Vergilbungs-Stufe einer Baumkrone verknüpft wurde (EWG 1987). Hier stand die Beurteilung der zur Photosynthese verbleibenden grünen Blattmasse im Vordergrund des Interesses.

Ein weiter reichender Ansatz zur Erfassung der Baumvitalität führt Langlebigkeit, Funktionssicherung und Stresstoleranz als Optimierungsziel des vitalen Baumes an (GHRIG 2004 zitiert in EICHORN et al. 2008). Letztlich geht es dabei um die Effizienz und Reaktionsfähigkeit auf die Umweltbedingungen bei der Verwendung von C-Ressourcen, die das Überleben des Individuums bzw. der Art sichern. Gegenwärtig spielt in dieser kombinierten Bewertung das Resilienz-Konzept eine große Rolle, das sowohl die Auslenkung des Systems durch (kurzfristige) Störgrößen, als auch das

Zeitverhalten der Wiedereinnahme eines Attraktorzustandes bewertet (MÜLLER et al. 2016). Der Teilaspekt des Kronenzustandes ist aber auch ein adaptives Merkmal der Systemstabilität des Waldökosystems, das sich mit veränderten Umweltbedingungen ändert um erfolgreich zu bleiben. Dieser Aspekt spielt bisher in der WZE noch keine Rolle.

Bei der Kronenansprache werden neben Kronenverlichtung und Vergilbung von Nadeln und Blättern noch weitere Merkmale aufgenommen, wie die Intensität von Fruchtbehang, bei Kiefer auch der männlichen Blüte, Intensität von Schäden durch Insekten- und Pilzbefall, die soziale Klasse bzw. Kronenkonkurrenz, in 5jährigen Perioden das Kreisflächen-Wachstum der Bäume und die Durchmesser der 6-Baum-Stichprobenkreise. Seit 2009 wurden diese Merkmale durch die aus Fisheye-Aufnahmen abgeleiteten Merkmale des effektiven Pflanzenflächenindex (PA_{eff.}) sowie der Openness (Kehrwert des Kronenschusses) des Kronendaches am Aufstellungspunkt der 6-Baum-Stichproben ergänzt. Es werden aus der Kronenzustandserhebung bisher 8 Indikatoren abgeleitet und in einem WZE-Index als Mittelwert zusammengefasst. Damit erfolgt eine bewusste Beschränkung auf den tatsächlich untersuchten Aspekt des Waldzustandes, nämlich die bei der jährlichen Waldzustandserhebung (WZE) aufgenommenen visuellen Merkmale des Kronenzustandes der Waldbäume (Abb. 17). Die Merkmale Wachstum und Sensitivität wurden bisher erst einmal ausgewertet. Ihre Aufnahme in den Index wird bei Vorliegen einer längeren Zeitreihe entschieden.

Die Vielfalt der Merkmale bildet dabei nur einen Aspekt des kombinierten Bewertungsansatzes. Genauso wesentlich ist die Eingrenzung der Merkmalsbreite durch einen unteren Referenzwert als Bezugsgröße des Normzustandes und einen oberen Grenzwert, bei dessen Überschreitung langfristig die Existenz des Baumes bzw. des Forstökosystems gefährdet ist. Die



Abb. 17: Merkmalskombination zur zusammenfassenden Bewertung eines Waldzustands-Index der WZE (Level I) in Brandenburg.

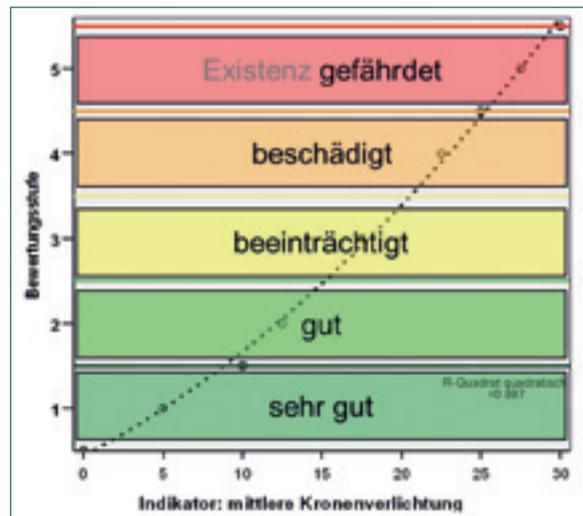


Abb. 18: Skalierung des Merkmals mittlere Kronenverlichtung in Bewertungsstufen.

Bewertung der Ergebnisse der Waldzustandserhebung baut auf einer 5 stufigen Skala auf. Zur Darstellung des Idealzustands (Note 1) wird ein dunkles Grün, über Hellgrün (Note 2) zu Gelb (Note 3) genutzt. Der Übergang zur Gefährdung wird durch Orange (Note 4) signalisiert und schließlich weist Rot (Note 5) in bekannter Weise auf Gefahr hin (Abb. 18).

Das wesentliche Merkmal der Waldzustandserhebung ist die Belaubungsdichte der ungestört entwickelten, belichteten Baumkrone. Dieser Teil der Baumkrone (der Boniturbereich) wird vom Fachmann mit dem imaginären Bild des voll belaubten Baumes am gleichen Standort verglichen und die Differenz der Belaubungsdichte zu diesem Normalbild in 5 % Stufen erfasst. Das Merkmal Kronenverlichtung geht in den WZE-Index mit 2 Variablen ein, einmal als mittlere Kronenverlichtung und ein zweites Mal als Anteil deutlicher Schäden (Kronenverlichtung > 25 %). Beide Merkmale sind zwar hoch korreliert, zeigen aber durchaus eine Variabilität, die differierende Bewertungen möglich macht (Abb. 19). Für das wesentliche

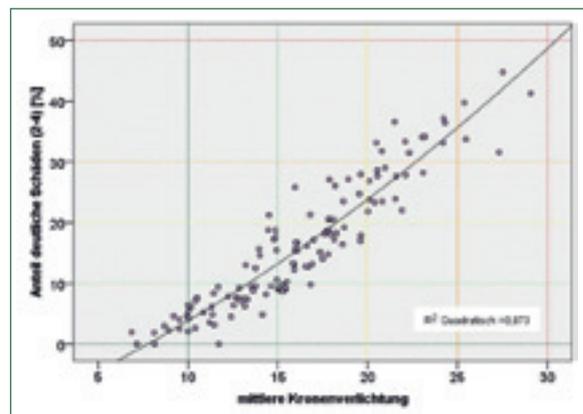


Abb. 19: Vergleich von mittlerer Kronenverlichtung und Anteil deutlicher Schäden in den Ergebnissen der WZE-Stichproben von Brandenburg nach Baumartengruppen und Jahren. Die Bezugslinien weisen die Klassengrenzen der beiden Merkmale des WZE-Index aus.

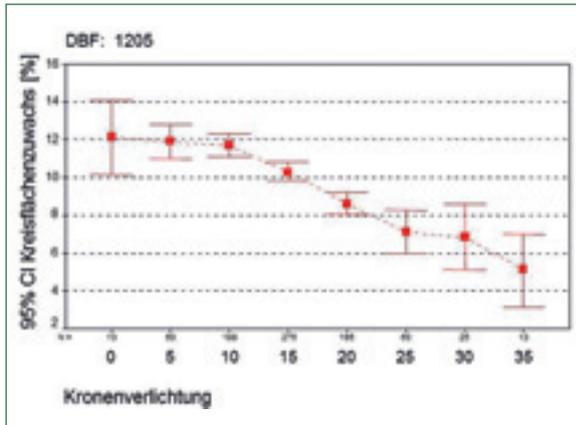


Abb. 20: Beispiel des reduzierten Kreisflächenwachstums in Prozent bei Kronenverlichtungen über 10 %, Wachstumsperiode 1994 – 1999 Level II Fläche Neusorgefeld (Kiefer)

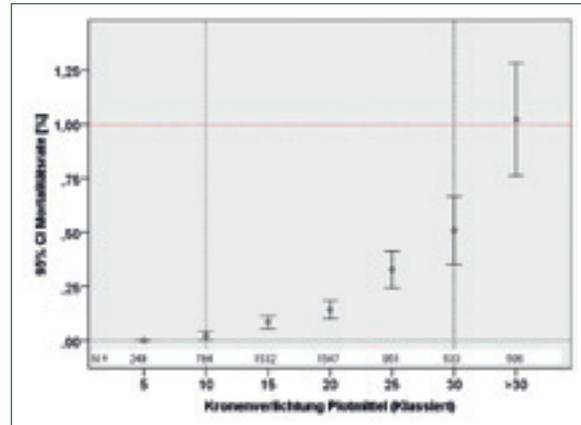


Abb. 21: Mit steigender mittlerer Kronenverlichtung des Probestandes steigt der Anteil toter Bäume (WZE-Stichprobe Brandenburg 1991 – 2015).

Bewertungsmerkmal Kronendichte erscheint auch bei enger Korrelation der Lagemaße von Mittelwert und Quantil > 25 % eine doppelte Gewichtung im WZE-Index gerechtfertigt.

- **mittlere Kronenverlichtung**

= arithmetischer Mittelwert der Kronenverlichtungen einer Stichprobeneinheit .

Die mittlere Kronenverlichtung integriert alle Verlichtungsgrade in einem Wert. Es ist daraus aber nicht auf die Bandbreite der Verlichtungsgrade zu schließen. Als Normalwert eines gesunden Waldes können 10 % angenommen werden (Abb. 11, Abb. 20, 21). Bewertet wird die Abweichung von dieser Grenze in Stufen von 5 %. Eine mittlere Kronenverlichtung über 25 % wird als längerfristig für den Baum und Waldbestand als existenzgefährdend angesehen.

- **Anteilfläche deutlicher Schäden (Schadstufen 2 – 4)**

= Anteil der Waldfläche mit Nadel-/Blattverlusten im Bereich von 30 – 100 %.

Der Anteil deutlicher Schäden fasst die Bandbreite der Kronenverlichtungen in zwei Gruppen zusammen, zum einen die Waldfläche mit deutlichen Schäden und zum anderen die damit gleichfalls bestimmte Ergänzung zu 100 %, durch die Gruppe nicht und gering geschädigter Waldflächen. Verlichtungsgrade von über einem Viertel der Blattfläche werden von den Waldbäumen in der Regel nicht folgenlos toleriert. Es treten sowohl Zuwachsverluste als auch erhöhte Mortalität auf. Als Normalwert eines gesunden Waldes sind 0 % deutliche Schäden anzusetzen. Bewertet wird die Abweichung von diesem Grenzwert in Stufen von 10 %.

- **Mortalität**

= zurückgreifendes 5jähriges Mittel des Anteils der abgestorbenen Waldfläche (Bäume mit 100 % Nadel-/Blattverlust).

In der Waldzustandserhebung werden nur am Kronendach beteiligte Bäume der soziologischen Stel-

lungen vorherrschend, herrschend und mitherrschend bewertet. Damit wird die in natürlichen Beständen als Ursache des Absterbens dominierende Konkurrenz weitgehend ausgeschlossen. In den Wirtschaftswäldern ist auch die Mortalität aus Altersgründen unbedeutend. Erst wenn ein Baum abgestorben ist, er also auch außerhalb des Boniturbereiches keine lebenden Nadeln bzw. Blätter mehr hat, erhält er die Bewertung 100 % und wird im Folgejahr durch den nächststehenden Baum des herrschenden Bestandes ersetzt. Jeder abgestorbene Probebaum geht nur einmal in die Bewertung der Mortalität ein. Da relativ selten Bäume in der Stichprobe absterben (0,2 %/Jahr = 2 Bäume von 1000), kann die Mortalität mit diesem System nur über einen längeren Zeitraum erfasst werden. Um die Stichprobenbasis zu erweitern, werden gleitende 5-Jahreszeiträume beurteilt. Als Normwert werden für die Jahresperioden <0,1 % Mortalität angesetzt; Mortalitätsraten > 1 % sind bestandsgefährdend.

Neben dem Nadel-/Blattverlust wird die Vergilbung der Nadeln und Blätter als zweites Merkmal der Kronenansprache aufgenommen. Die mit Magnesium-Mangel und Photooxidantien-Belastung der Luft in Zusammenhang gesehene Vergilbung (montane Fichten-Vergilbung) älterer Nadeljahrgänge, war zu Beginn der 1980er Jahre Anlass für die Einführung des forstlichen Umweltmonitoring. Auch wenn Vergilbungen von Nadeln und Blättern aktuell in der Region keine Rolle spielen, bleiben Ozonbelastung, hohe Strahlungsintensität und angespannte Magnesiumversorgung der Bestände durchaus ein Thema, auch für die Wälder der Region.

- **Anteilfläche mit Nadel-/Blattvergilbungen (> 10 %)**

= Anteil der Waldfläche mit Nadel-/Blattvergilbungen von mehr als 10 % der verbliebenen Nadeln bzw. Blätter.

Als Normalwert eines gesunden Waldes werden 0 % angesehen. In den letzten 4 Jahren wurden nahezu keine Vergilbungen erfasst. Daher wird der Indikator aktuell nur informativ mitgeführt und spielt für die zusammenfassende Bewertung des Waldzustandes kei-

ne Rolle. Die Option zur Wiederaufnahme bleibt bestehen, sobald seine Bewertung die Skalierung von 1 überschreitet.

Die Fruktifikation mannbarer (geschlechtsreifer) Bäume ist Ausdruck ihrer Vitalität. Gerade bei den schwerfruchtigen Hauptbaumarten Buche und Eiche ist die Samenbildung mit einem hohen Stoff- und Energieaufwand verbunden, auch bei der Kiefer entsprechen bei starkem Zapfenbehang die investierten Energiemengen dem Zuwachs entsprechender Holzmassen. Im letzten Jahrzehnt ist vor allem bei Buche, aber auch bei Kiefer und Eiche eine erhöhte Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation beobachtet worden. Es wird ein Zusammenhang mit der Klimaerwärmung (verlängerte Vegetationsperiode, warm-trockenen Witterung als Blühinduktion) aber auch mit der Eutrophierung (Stickstoff-Einträge, Anstieg der CO₂-Konzentration der Atmosphäre) gesehen (NUSSBAUMER et al. 2016). Stärker fruktifizierende Bäume sind mit Ausnahme der Buchen geringer verlichtet (Abb. 22).

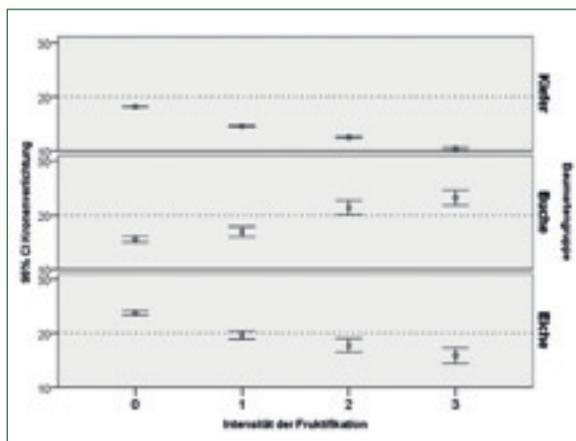


Abb. 22: Mittlere Kronenverlichtung von Kiefer, Buche und Eichen im Alter > 40 Jahre im WZE-Netz von Brandenburg 1994 – 2015 nach Intensitätsstufen der Fruktifikation (0 keine, 1 gering, 2 mittel, 3 stark).

• **Fruktifikationsintensität**

= zurückgreifendes 5jähriges Mittel der Boniturziffer Fruchtbehang über 40 Jahre alter Bäume.

Die Fruktifikation wird in den Stufen 0 = ohne, 1 = gering, 2 = mittel, 3 = stark am Einzelbaum eingeschätzt. Bewertet werden hier nur über 40jährige Bäume, da jüngere Bäume die Mannbarkeit noch nicht erreicht haben könnten. Als Indikator wird die mittlere Boniturziffer genutzt. Neben der mittleren Intensität ist die Frequenz hoher Intensitäten von Interesse. Um beiden Aspekten gerecht werden zu können, werden fünfjährige Perioden zusammengefasst. Damit wird sowohl eine hohe mittlere Intensität des Zapfenbehangs der Nadelbaumarten, als auch die erhöhte Frequenz der Vollmast der schwerfruchtigen Baumarten Buche und Eiche transparent. Die Problematik der Normensetzung besteht darin, dass sowohl ein Zuviel wie auch ein Zuwenig der Fruchtbildung als Vitalitätseinschränkung gesehen werden muss. Die Beobachtungsreihe in der WZE ist auch noch relativ kurz. Trotzdem wird

der Versuch einer Bewertung unternommen. Ausgehend davon, dass zumindest einmal in fünf Jahren eine mittlere Fruktifikation nötig ist, um die Verjüngung zu ermöglichen, wird der Normwert im Bereich von 0,5-1,0 gesetzt. Sowohl geringere als auch höhere Intensitäten im Jahrfünft werden als Belastung bewertet.

Vitale Bäume haben in Grenzen die Fähigkeit biotische Schaderreger abzuwehren. Intensive biotische Schäden sind damit auch ein Ausdruck der verminderten Vitalität des Waldes.

• **Intensität biotischer Schäden**

= Mittelwert des Maximums der Intensitätsstufen von Pilz- und Insektenschäden.

Bei der WZE werden Insekten- und Pilzschäden getrennt nach Intensitätsstufen 0 = ohne, 1 = gering, 2 = mittel, 3 = stark am Einzelbaum angesprochen. Die am Einzelbaum höchste Intensität beider Merkmale wird als Intensität biotischer Schäden bezeichnet. Die mittlere Intensitätsstufe der biotischen Schäden bildet die Grundlage der Bewertung des Indikators. Als Normalwert wird eine mittlere Boniturziffer von < 0,1 gesetzt. Aus den bisherigen Erhebungen ist erkennbar, dass ab mittlerer Boniturziffer über 0,8 ernsthafte Schäden auftreten (Abb. 23).

Sowohl Nadel-/Blattverlust als auch Vergilbung werden am Einzelbaum erfasst. Die Norm der Beurteilung seiner Krone wird seiner im Bestand erwachsenen Struktur und soziologischen Stellung angepasst. Das wird dem System des Waldes nicht ausreichend gerecht, der auch von einer Dichte der Bäume bzw. ihres Kronendaches abhängig ist, die die Ausbildung des typischen Waldinnenklimas und des Waldbodens ermöglichen. Nicht nur für den Einzelbaum ist die Nutzung der Sonnenenergie durch eine optimale Blattfläche von Bedeutung, auch im gesunden Wald-Ökosystem ist das Kronendach weitgehend geschlossen. Das gilt auch und besonders im Wirtschaftswald, wo auf der verfügbaren Fläche ein hoher Holzzuwachs in nutzbaren Dimensionen angestrebt wird. In der WZE für Brandenburg wird deshalb seit 2010 die Kronenzu-

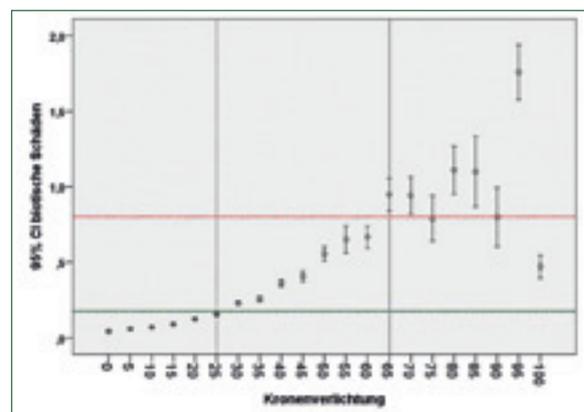


Abb. 23: Intensität biotischer Schäden in der WZE-Stichprobe Brandenburgs 1991 – 2015 nach Kronenverlichtungsstufen, die farbigen Linien markieren die Grenzen der Bewertungsstufen 1 bzw. 5 für die biotischen Schäden.

standserhebung durch Merkmale der **Bestandesdichte** und **Bestandes-Belaubungsdichte** an den Aufnahmepunkten ergänzt. Die Indikatoren auf Bestandes Ebene sind:

• **Prozent offener Himmel (Openness)**

Der Öffnungsgrad des Kronendachs über den Mittelpunkt der 6-Baum-Stichproben beschreibt den Anteil des sichtbaren Himmels in der Hemisphäre über dem Aufnahmepunkt und ergänzt sich mit dem Kronenschluss zu 100 %. In der Hemisphäre eines in 1,5 m über dem Waldboden aufgenommenen Bildes wird der Anteil des offenen Himmels an der Halbkugeloberfläche bestimmt. Der normale Wertebereich ist abhängig von Baumarten- und Bestandesstruktur und wird sich erst längerfristig ableiten lassen. Die Hauptbaumart Kiefer ohne Unterstand hat etwa 10-15 % offenen Himmel bei einem Grundflächen-Schlussgrad von 1, geschlossene Eichen unter 10 % und Buchen unter 5 %. Entsprechend wird bei, einschließlich Unterstand, geschlossenem Kronendach ein Median von < 15 % erwartet. Die Bewertung erfolgt in 5 %-Stufen.

• **Pflanzenflächenindex**

Der Pflanzenflächenindex (**Plant Area Index**) ist wie der Blattflächenindex LAI (Leaf Area Index) als einseitige bzw. projizierte Pflanzenoberfläche pro Bodenoberfläche definiert. Da in den Fisheye-Fotos der Anteil der Stämme, Äste und Zweige nicht von den Blattflächen getrennt erfasst wird, wird der Bezeichnung als PAI der Vorzug gegeben.

Der PAI wird zwar auch von der Bestandesstruktur beeinflusst, er hat aber einen stärkeren Bezug zur im Kronenraum vorhandenen Blattfläche und entsprechend auch zur Belaubungsdichte der an den Kontrollflächen vorhandenen Bäume. Der normale effektive PAI von Kiefernbeständen liegt bei etwa 3,5, bei Eiche soll er 4,5 und bei Buche etwa 6,5 betragen. Für die WZE-Stichprobe sind sowohl die Mittelwerte, die Streubreite und vor allem die zeitliche Entwicklung von Interesse. Als Normwert wird ein effektiver PAI von > 5 angesetzt. Dieser liegt über dem der Kiefern-Reinbestände. Langfristig sollte der Blattflächenindex mit dem Waldumbau steigen, da sowohl die Strukturen zu mehrschichtigen Beständen umgebaut werden, als auch durch Förderung von Laub- und Mischbeständen der Anteil von Kiefern-Reinbeständen abnehmen soll.

Die Indikatoren werden jeweils für die gesamte Stichprobe der jährlichen WZE-Inventur sowie nach Baumartengruppen stratifiziert berechnet und ausgewiesen (Tabelle 2).

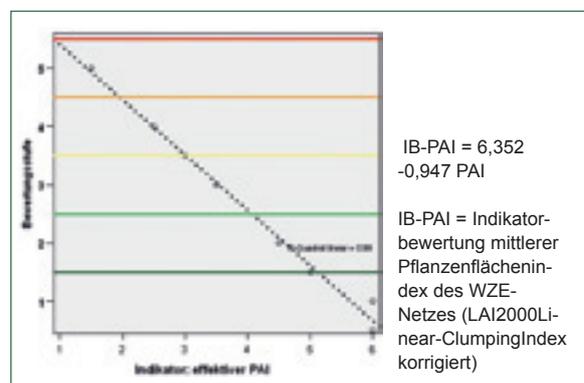
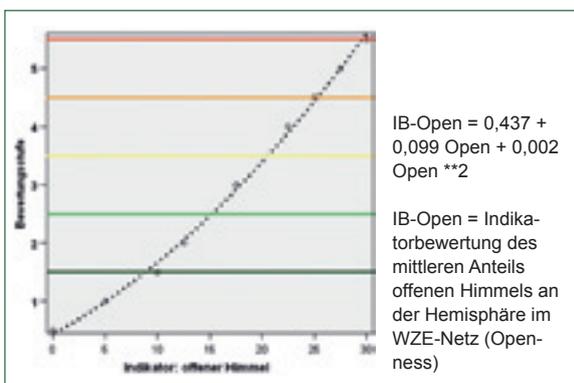
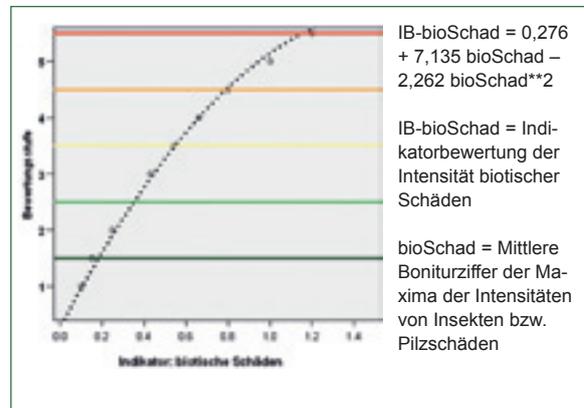
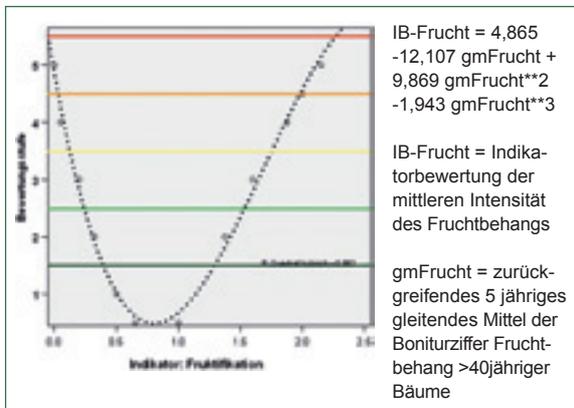
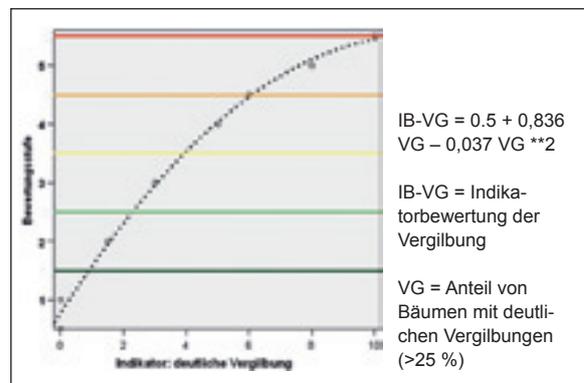
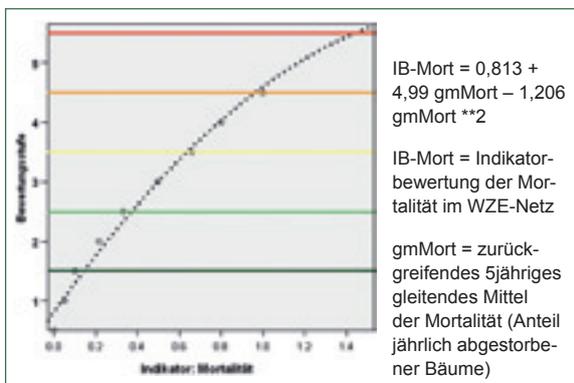
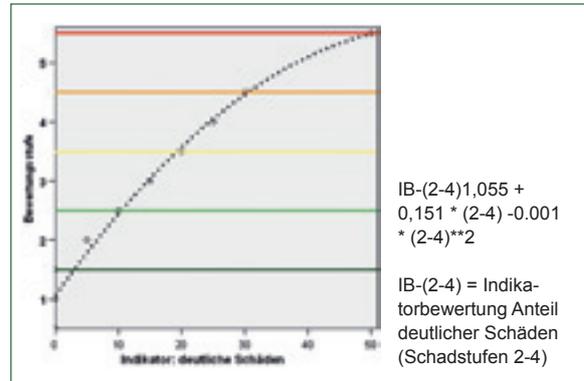
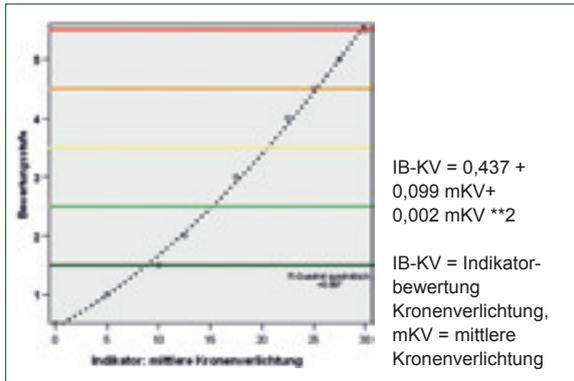
Die Bewertungsrahmen nach Tabelle 2 wurden durch Regressionsgleichungen einem Bewertungsmodell angepasst. Damit können die jeweiligen Datenwerte direkt in den Indikatorwert mit einheitlicher Skala 0,5 bis 5,5 umgerechnet werden. Als Randbedingungen sind die Grenzwerte 0,5 als Minimum und 5,5 als Maximum gesetzt, die nicht unter- bzw. überschritten werden. Die folgende Übersicht beschreibt die zugrunde liegenden Modelle (Tab. 3).

Die einheitlichen Bewertungsskalen erlauben die Zusammenfassung zu einem **Kronenzustandsindex**

Tab. 2: Skalierung der Merkmale des Waldzustandsindex (Brandenburg).

Bewertung	Indikator							
	mittlere Kronenverlichtung [%]	deutliche Schäden [%]	Mortalität [%]	deutliche Vergilbung [%]	biotische Schäden [Boniturziffer]	Fruchtifikation [Boniturziffer]	offener Himmel [%]	PAI _{eff.} effektiver PAI
1 sehr gut	≤ 10	0	≤ 0,1	0	≤ 0,175	0,5 - 1,0	≤ 10	> 5
2 gut	> 10 - 15	≤ 10	> 0,1 - 0,33	> 0 - 1,5	> 0,175 - 0,33	>1,0-1,5 bzw. 0,25-<0,5	> 10 - 15	> 4 - 5
3 beeinträchtigt	> 15 - 20	> 10 - 20	> 0,33 - 0,66	> 1,5 - 3,0	> 0,33 - 0,5	>1,5-1,75 bzw. 0,15 < 0,25	>15 - 20	> 3 - 4
4 beschädigt	> 20 - 25	> 20 - 30	> 0,66 - 1	> 3,0 - 6,0	> 0,5 - 0,8	>1,75-2 bzw. 0,1-0,15	> 20 - 25	> 2 - 3
5 existenzgefährdet	> 25	> 30	> 1	> 6	> 0,8	>2,0 bzw. <0,1	> 25	< 2

Tab. 3: Merkmalskalierung und Indikatormodell der WZE-Merkmale



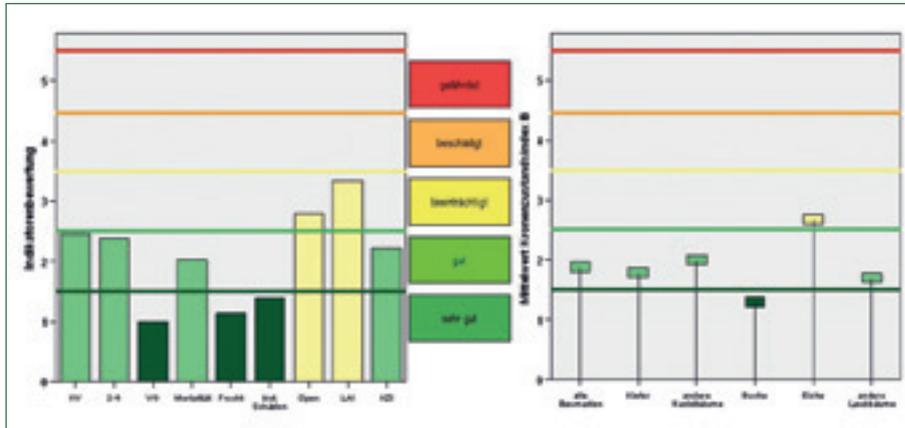


Abb. 24: Indikatorbewertungen der Merkmale der WZE-Aufnahme in Brandenburg 2015 (links) sowie WZE-Index B nach Baumartengruppen (Merkmale KV, 2-4, Mortalität, Fruktifikation, biotische Schäden).

(WZE-Index), der sich auf ein breiteres Spektrum von Merkmalen stützt als allein die Kennziffer zu deutlichen Schäden (2-4). Dieser Kronenzustandsindex beinhaltet gegenwärtig 7 der acht abgeleiteten Merkmale, d. h. ohne den Indikator Vergilbung. Sofern in Brandenburg deutliche Vergilbungen als Schadmerkmal auftreten, kann der Kronenzustandsindex um dieses Merkmal ergänzt werden. Da von den verbleibenden Merkmalen die zwei Bestandesmerkmale erst seit 2010 erhoben werden, ist dieser Index für die Vorjahre nicht auswertbar. Auch eine Differenzierung nach Baumartengruppen ist für die Merkmale offener Himmel und Pflanzenflächenindex auf Grund der geringen Stichprobenzahl und der Mischung von Baumarten an den 6-Baum-Stichproben im 16 x 16 km-Netz nicht repräsentativ möglich.

Alternativ bietet sich die Möglichkeit, einen Kronenzustandsindex B (wie Baumartengruppen) mit reduziertem Merkmalspektrum abzuleiten. Dazu bleiben neben der Vergilbung auch die Merkmale offener Himmel (Openness) und effektiver PAI unberücksichtigt (Abb. 24).

Mit dieser Variante des Kronenzustandsindex können die Waldzustandserhebungen ab 1999 skaliert werden. Die Einschränkung ergibt sich aus dem Umstand, dass erst ab 1994 Daten zur Intensität der Fruktifikation vorliegen und die Bewertung auf 5-Jahres-Zeiträume zurückgreift. In Abb. 25 wurde die Zeitreihe des Kronenzustands-Index B für den Zeitraum 1991 – 1999 ohne die Bewertung der Fruktifikation aufgenommen. Für die Baumartengruppen ergibt sich auch

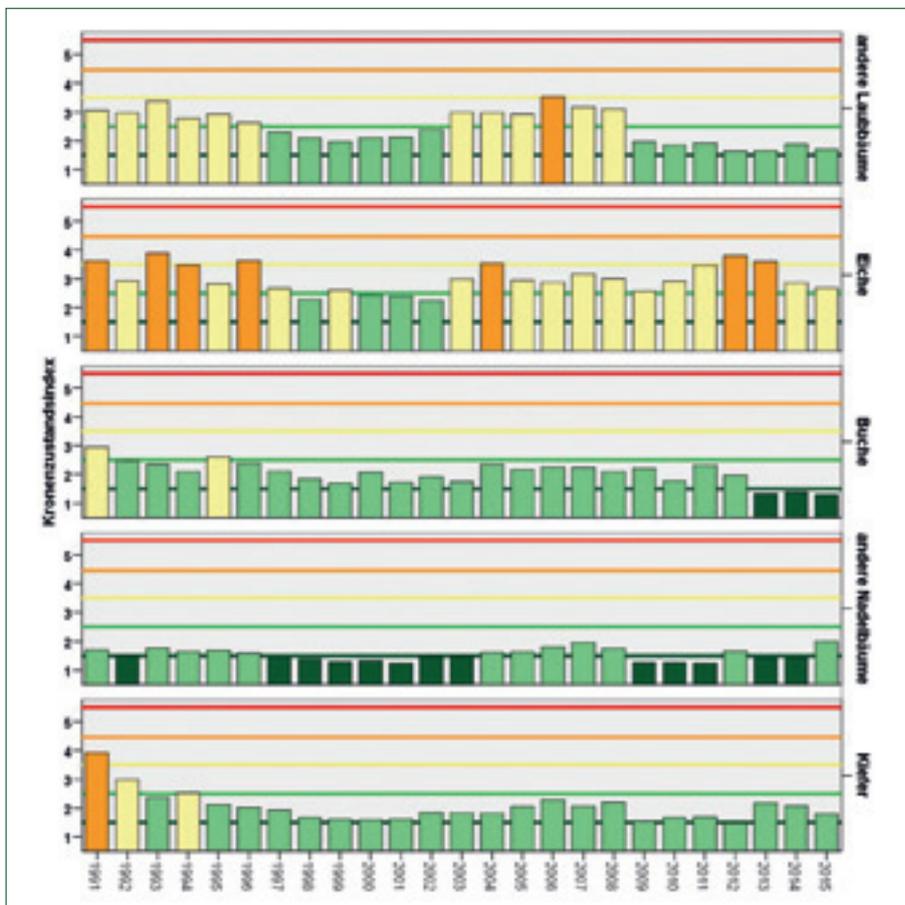


Abb. 25: Entwicklung des Waldzustandsindex B in Brandenburg nach Baumartengruppen und Jahren (bis 1998 ohne Fruktifikation).

nach reduziertem Merkmalspektrum ein die einzelnen Indikatoren realistisch zusammenfassendes Bild des Kronenzustandes. Die einheitliche Skalierung und Farbgebung ermöglichen eine schnelle Orientierung und Bewertung der Situation in Relation zu den realistischen Skalengrenzen. Damit wird sowohl eine Unterschätzung der gegebenen Zustandsinformation, als auch die Überbewertung geringfügiger Differenzen im Rahmen einer Bewertungsstufe eingeschränkt (Abb.25).

Der Kronenzustand der Baumartengruppen Kiefer wird nach einem Höhepunkt zu Beginn der Beobachtungen, der bis 1995 relativ schnell abklingt seither als gut bewertet. Die Trockenjahre 2003 und 2006 wurden zwar mit merklich gestiegenem Index aber innerhalb der Bewertungsstufe „gut“ verarbeitet. Die Dynamik war bei den wenigen anderen Nadelbäumen ähnlich, das Niveau allerdings noch besser. Etwas schlechter wurde bisher die Buche eingeschätzt. Mit sehr häufigen i. d. R. in zweijährigem Rhythmus auftretenden Masten in den Jahren 2000 bis 2011 war zumindest zeitweilig ihre Vitalität beeinträchtigt. Die Buchen zeigen aktuell einen unerwartet sehr guten Kronenzustand. Dagegen weisen die Eichen eine hohe Sensitivität des Kronenzustandes auf und erholen sich nur sehr langsam von reduzierten Kronendichten. Auch die Baumartengruppe andere Laubbäume hatte in den Jahren 2003 bis 2008 eine reduzierte Vitalität und im Jahr 2006 wurde die Grenze zur Stufe 4 (beschädigt) überschritten. Alle Baumartengruppen zeigen ein gleichlaufendes Muster der Auslenkung des Kronenzustandes, wobei das Niveau, die Sensitivität (Resistance) als auch die zur Erholung benötigte Zeit (Recovery) sehr differenziert ausfallen (LLORET et al. 2011). Das ist zum Teil aus der stärkeren Pufferung der über eine längere Lebensdauer verfügenden Blattmasse der Koniferen erklärlich. In ähnlicher Weise deutet auch die hohe Frostempfindlichkeit wie die Bindung des Wasserhaushaltes an die äußeren Jahrringe der ringporigen Eichen auf eine anatomisch begründete stärkere Sensitivität der Eichen gegenüber Trockenstress (KALLWEIT 2006).

Die Kiefer ist als Pionierbaumart zwar in hohem Maße stresstolerant, stößt aber offenbar an der südlichen Grenze ihres Verbreitungsgebietes bereits auf erhebliche Probleme mit der Trockenstressbelastung (GUADA et al. 2016, GIUGGIOLA 2010, SÁNCHEZ-SALGUERO et al. 2015). Auch die Zusammenstellung von durch Hitze und Trockenheit bedingten Mortalitätsereignissen (ALLEN et al. 2015) weist für Europa auffällig häufig Kiefern als betroffene Baumart aus. Die Kiefer war trotz ihrer auch auf Grund ihres Xeromorphismus bestehenden Immissionshärte (LATTKE 1998) und ihrer isohydrischen Eigenschaft auch unter den Immissionsbedingungen der 80er Jahre überlebensfähig, zeichnete aber deutlich mit reduzierter Nadellebensdauer und starken Nekrosen. Die damit verbundenen Verluste an assimilierender Nadelmasse konnten z. T. durch Stickstoff-Düngung ausgeglichen werden, die zu größeren Triebhängen und Nadelmassen der verbliebenen Nadeljahrgänge führten. Die reduzierten Nadeljahrgänge wurden durch Trockenstress nicht weiter verringert,

wohl aber der Zuwachs und die Nadelmassen. Die Mortalitätsrate der Kiefern war auch bei hoher Immissionsbelastung nur geringfügig erhöht. Damit hat die Kiefer eine hohe Stressresilienz nachgewiesen und dürfte auch gegenüber Trockenstress Reserven aufweisen wie die Anpassung von Blatt-/Splintflächen Verhältnis (MENCUCCINI UND BONOSI 2001) die Wasserspeicherung im Stamm (WARING et al. 1979) und die Adaptation des Wurzelsystems (BRUNNER et al. 2015).

Trotzdem sollten die Warnungen zur Klimasensitivität der Kiefer nicht unberücksichtigt bleiben, gibt es doch Anzeichen eines steigenden Mistelbefalls der Kiefern in der WZE-Stichprobe seit 2009 was sowohl als Anzeichen für vitalere Misteln als auch für Kiefern geringerer Vitalität gewertet werden kann (Abb. 26). Der Befall durch Mistel verstärkt zumindest den Trockenstress der Kiefer und reduziert die N-Verfügbarkeit (RIGLING et al. 2006, YAN et al. 2015, GALIANO et al. 2011).



Abb. 26: Intensität des Mistelbefalls der Kiefern in der WZE-Stichprobe Brandenburgs

Schlussfolgerungen

Das Verfahren der Kronenzustandserhebung (Level I), die WZE hat sich in den Jahrzehnten seiner Anwendung bewährt. Bäume stehen in Konkurrenz um die Ressource Licht, die sie mit (standortsabhängig) optimaler Blattfläche ernten. Unter optimalen Wuchsbedingungen entwickeln sie einen spezifischen Phänotyp der Kronenstruktur und Blattmassenhaltung. Auf dieser Ebene ist die Ableitung des Referenzsystems der Kronenzustandserhebung mit den Kronenbildern verschiedener Verlichtungsgrade einzuordnen. Dieser Phänotyp ist allerdings nicht konstant, sondern weist eine hohe Plastizität auf. Er ist damit sensitiv gegenüber Umwelteinflüssen, reproduzierbar zu erfassen und skalierbar.

Die Kronenverlichtung bleibt aber ein unspezifisches Merkmal, das eine Poolgrößenänderung (Blattfläche) beschreibt, mit der ein Baum sich den aktuellen Umweltbedingungen anpasst, um langfristig zu überleben. Nicht jede dieser Reaktionen ist als Schaden zu bewerten, Adaptabilität ist vielmehr ein Merkmal hoher Vitalität. Im Umkehrschluss gibt es ohne Stress keine Vitalitätsprüfung. Vitalität ist eine individuelle Eigenschaft und kann erst bei Stress erkannt werden (ZANG et al. 2014, SÁNCHEZ-SALGUERO et al. 2015). Eine Vitali-

tätsbewertung wäre besser aus der Kombination einer skalierten Stressintensität mit einem Kronenzustands-Response bzw. aus der Veränderung der Stress-Response-Funktion abzuleiten. Dabei ist schon die Skalierung von Trockenstress schwer realisierbar (ANDEREGG et al. 2013).

Hier setzt alternativ zur Ursache-Wirkungserfassung der Waldzustands-Index als kombinierte Größe verschiedener Vitalmerkmale an, der versucht die Grenzen der phänotypischen Plastizität des Kronenzustandes gemeinsam und einheitlich zu skalieren, ihnen eine Bedeutung zu geben. Er koppelt die Kronenverlichtung mit der Überlebensrate, der Kraft zur Fruchtbildung und der Schädlingsabwehr, des Wachstums und der Ausfüllung des Kronenraums also Merkmalen, die den Erfolg der effektiven C-Allokation des Baumes messen. Er misst den Erfolg der Pufferung (Resilienz) der aktuellen und historisch gewachsenen Stressoren ohne sie zu definieren in einem (anthropozentrischen) Bewertungsrahmen und erlaubt damit vergleichende Risikobeurteilungen gegenüber künftigen Umweltveränderungen.

Trotzdem bleibt das Verfahren der WZE kritisch bezüglich folgender Schwächen:

- **Auswahl von Bäumen des herrschenden Bestandes**

Es wird mit der Beschränkung auf die Erhebung des Zustandes des herrschenden Bestandes (KRAFT 1-3) eine ständige positive Auslese der Gewinner des Konkurrenzkampfes um die Ressourcen betrieben (vergl. DORMAN et al. 2015), während durch den Ersatz zurückbleibender Bäume deren Absterben nicht beobachtet wird. Da gleichzeitig die Bestandesdichte keine Rolle für die Auswertung der WZE spielt, kann diese Auslese im Extrem zur Aufnahme der gesunden Überhälter in einem geschädigten Baumholz führen. Mit der zunehmenden Abkehr vom Altersklassenwald führt auch die stete Alterung des Probebaumkollektivs zu einer altersbedingten Veränderung der Kronendichte-Bonitur (mit dem Alter sinkt der Laubanteil an der Biomasse).

- **Mittelwerte sind relativ unscharf, reagiert wird am Rand der Verteilung**

Dieser Kritikpunkt geht in die gleiche Richtung. Wenn in einer Verteilung von Individuen differenzierter Stress-toleranz nach frühzeitigen Reaktionen gesucht wird, dann am Rand dieser Verteilung, z. B. in der Abnahme des Anteils von 0 % Blattverlust oder einem Anstieg der Mortalitätsrate. Insofern ist mit dem Quantil der Schadstufen 2-4 zwar der richtige Weg eingeschlagen die Grenze von 25 % für tolerierbare Blattmassenreduktion allerdings zu weit gefasst. Hier wäre eine Reduzierung der Schadstufe 2 auf den Bereich >35 – 60 % sinnvoller.

- **Seltene Ereignisse werden nicht repräsentativ erfasst**

Mit 24 Bäumen auf einem WZE-Plot muss mindestens ein Baum ein seltenes Merkmal aufweisen um es für diesen Punkt zu erfassen, das sind dann 4 %. Nun haben wir in Brandenburg nicht nur einen Plot sondern

42 und damit 1008 Bäume, die jährlich aufgenommen werden. Diese Bäume gehören zu verschiedenen Arten, sind unterschiedlich alt, stehen an verschiedenen Standorten in unterschiedlichen Mischungen und unterliegen verschiedenen Bewirtschaftungen. Stirbt nur ein Baum jährlich ab, wird mit der WZE eine Mortalität von 0,1 % erfasst. Damit ist die Stichprobe der WZE deutlich zu klein um die Entwicklung der Mortalität oder anderer Risiken (Sturmwurf, Schneebruch, biotische Schäden) zu erfassen.

Literatur

ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D., McDOWELL, N. G. 2015: On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6(8):129. <http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00203.1>

ALLEN, C.D., MACALADY, A.K. CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., McDOWELL, N., VENNETIER, M., KIZBERGER, T., RIGLING, A., BRESHEARS, D.D., HOGG, E.H., GONZALEZ, P., FENSHAM, R., ZHANG, Z., CASTRO, J., DEMIDOVA, N., LIM, J.H., ALLARD, G., RUNNING, S.W., SEMERCI, A., COBB, N. 2010: A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*. 259(4): 660-684.

ANDEREGG, L. D. L., ANDEREGG, W. R. L., BERRY J. A. 2013: Not all droughts are created equal: translating meteorological drought into woody plant mortality. *Tree Physiol.* first published online July 22, 2013 doi:10.1093/treephys/tpt044.

BMEL 2014: Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2014 Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) 49 S. <http://www.forstwirtschaft-in-deutschland.de/fileadmin/content/pdf/Waldzustandserhebungen/ErgebnisseWaldzustandserhebung2014.pdf>

BRUNNER, I., HERZOG, C., DAWES, M.A., AREND, M., SPERISEN, CH. 2015: How Tree Roots Respond to Drought. *Frontiers in Plant Science* 6, 547

DAMMANN, I., HERRMANN, TH., KÖRVER, F., SCHRÖCK, H.W., ZIEGLER, CH. 2001: Dauerbeobachtungsflächen Waldschäden im Level II-Programm – Methoden und Ergebnisse der Kronenansprache seit 1983, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) 85 S.

DOBBERTIN, M., HUG, CH., WALDNER, P. 2009: Kronenverlichtung, Streberaten und Waldwachstum in Langzeitstudien – Welche Indikatoren beschreiben den Waldzustand am besten? In: Eidgenössische Forschungsanstalt WSL (Hrsg.): Langzeitforschung für eine nachhaltige Waldnutzung. Forum für Wissen, 7-20

DORMAN, M., SVORAY, T., PEREVOLOTSKY, A., MOSHE, Y., SARRIS, D. (2015): What determines tree mortality in

dry environments? A multi-perspective approach. *Ecological Applications* 25 – 4, 1054-1071. <http://dx.doi.org/10.1890/14-0698.1>

EICHORN, J., DAMMANN, I., SCHÖNFELDER, E., ALBRECHT, A., BECK, W., PAAR, U. 2008: Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. Beiträge aus der NW-FVA, Band 3, 109-134

EICHORN, J., ROSKAMS, P., FERRETTI, M., MUES, V., SZEPESI, A., DURRANT, D. 2010: Visual assessment of crown condition and damaging agents. In UNECE (ed.), Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests (pp. 49). Hamburg, Germany: UNECE, ICP Forests Programme Co-ordinating Centre.

EICKENSCHIEDT, N., WELLBROCK, N. 2014: Consistency of defoliation data of the national training courses for the forest condition survey in Germany from 1992 to 2012. *Environ. Monit. Assessm.* 186(1): 257-275, doi: 10.1007/s10661-013-3372-3

EWG 1987: Verordnung Nr. 1696 / 87 der Kommission vom 10. Juni 1987 mit Durchführungsbestimmungen zu der Verordnung (EWG) Nr. 3528/86 des Rates über den Schutz des Waldes in der Gemeinschaft gegen Luftverschmutzung
Anhang I: Gemeinsame Verfahren für die Durchführung einer regelmäßigen Waldschadenserhebung (Artikel 2, Absatz 1) 22 S.

GALIANO, L., MARTINEZ-VILALTA, J., LLORET, F. 2011: Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought episode. *New Phytologist* 190: 750-759

GIUGGIOLA, A., KUSTER, T.M., SAHA, S. 2010: Drought-induced mortality of Scots Pines at the southern limits of its distribution in Europe: causes and consequences. *iForest* 3: 95-97. <http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor0542-003>

GROTE, R., GESSLER, A., HOMMEL, R., POSCHENRIEDER, W., PRIESACK, E. 2016: Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees* doi: 10.1007/s00468-016-1446-x

GUADA, G., CAMARERO, J.J., SÁNCHEZ-SALGUERO, R., NAVARRO CERRILLO, R.M. 2016: Limited Growth Recovery after Drought-Induced Forest Dieback in Very Defoliated Trees of Two Pine Species. *Front. Plant Sci.* 7:418. DOI: 10.3389/FPLS.2016.00418

HARTMANN, H., ADAMS, H. D., ANDEREGG, W. R., JANSEN, S. und ZEPPEL, M. J. 2015: Research frontiers in drought-induced tree mortality: crossing scales and disciplines. *New Phytologist*, 205(3), 965-969.

HILL, G. 1993: Untersuchungen über den Einfluss des Witterungsverlaufes auf Absterbevorgänge in älteren Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.). *Forstarchiv* 64 3-9.

ren Kiefernbeständen (*Pinus sylvestris* L.). *Forstarchiv* 64 3-9.

KALLWEIT, R. 1992: Erkundung der ökologischen Verhältnisse, Kontrolle und Darstellung des Zustandes der Wälder. Bericht der Landesanstalt für Forstplanung des Landes Brandenburg, Dezember 1992, 28 S.

KALLWEIT, R., BÖTTIGER, A. 2001: Waldschadenserhebung (WSE, Level I). Aus: Forstliche Umweltkontrolle, Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern, Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) 16-37.

KALLWEIT, R. 2006: Die Entwicklung des Kronenzustandes der Eichen seit Beginn der Waldschadenserhebung. In: MLUV des Landes Brandenburg (Hrsg.): Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Potsdam, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25: 49-58.

KLEIN, T., YAKIR, D., BUCHMANN, N., GRÜNZWEIG, J. M. 2014: Towards an advanced assessment of the hydrological vulnerability of forests to climate change-induced drought. *New Phytologist*, 201(3), 712-716.

KOCH, W., MAIER-MAERCKER, U. 1992: Die Bedeutung des Wasserhaushaltes für die Beurteilung von Waldschäden. *AFZ* 8/1992 394-400.

KRAFT, G. 1884: Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshiebe. Hannover, 147 S.

LATTKE, H. 1998: Kiefern für die Immissions-schadgebiete der Mittelgebirge – züchterische Ergebnisse und Perspektiven- Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten Heft 13, 24-35.

LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O. 1975: Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. MLUR Brandenburg, Landesforstanstalt Eberswalde (Hrsg.) 2000 ISBN: 3-933352-33-9

LLORET, F., KEELING, E.G., SALA, A. 2011: Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120 (12) 1909-1920

MEINING, S., BAUER, A., DAMMANN, I., GAWEHN, P., SCHRÖCK, HW., WENDLAND, J. 2007: Waldbäume – Bilderserien zur Einschätzung von Kronenverlichtungen bei Waldbäumen (pp. 128). Kassel, Germany: Verlag M FASTE.

MENCUCCINI, M., BONOSI, L. 2001: Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Can. J. For. Res.* 31, 442-456

MÜLLER, F., BERGMANN, M., DANNOWSKI, R., DIPPNER, J.W., GNAUCK, A., HAASE, P., JOCHIMSEN, M.C., KASPRZ-

- AK, P., KRÖNCKE, I., KÜMMERLIN, R., KÜSTER, M., LISCH-
EID, G., MEESENBURG, H., MERZ, C., MILLAT, G., MÜLLER,
J., PADISÁK, J. SCHIMMING, C.G. SCHUBERT, H. SCHULT,
M. SELMECZY, G. SHATWELL, T. STOLL, S. SCHWABE, M.,
SOLTWEDEL, T., STRAILE, D., THEUERKAUF, M. 2016: As-
sessing resilience in long-term ecological data sets.
Ecological Indicators, Volume 65, June 2016, Pages
10-43, ISSN 1470-160X, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.066>
- NIINEMETS, Ü. 2009: A review of light interception in
plant stands from leaf to canopy in different plant func-
tional types and in species with varying shade toleran-
ce. *Ecol. Res.* 25: 693-714
- NUSSBAUMER, A., WALDNER, P., ETZOLD, S., GESSLER, A.,
BENHAM, S., THOMSEN, IM., JØRGENSEN, BB., TIMMERMANN,
V., VERSTRAETEN, A., SIOEN, G., RAUTIO, P., UKONMAAHO,
L., SKUDNIK, M., APUHTIN, V., BRAUN, S., WAUER, A. 2016:
Patterns of mast fruiting of common beech, sessile
and common oak, Norway spruce and Scots pine in
Central and Northern Europe. *Forest Ecology and Ma-
nagement* 363, 237–251.
- PRETZSCH, H. 2010: *Forest Dynamics Growth and Yield:
From Measurement to Model*. Springer – Verlag, Ber-
lin.
- RIGLING, A., DOBBERTIN, M., BÜRGI, M., GIMMI, U., GRAF-
PANNATIER, E., GUGERLI, F., HEINIGER, U., POLOMSKI, J.,
REBETEZ, M., RIGLING, D., WEBER, P., WERMELINGER, B.,
- WOHLGEMUTH, T. 2006: Verdrängen Flaumeichen die
Walliser Waldföhren? *Merkbl. Prax.* 41: 16 S.
- RÖTZER, T., PRETZSCH, H. 2016: Wälder im Klimawandel.
Geografische Rundschau 3/2016, 34-40.
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R., LINARES, J.C., CAMARERO, J.J.,
MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., HEVIA, A., SÁNCHEZ-MIRANDA, A.,
BALLESTEROS-CÁNOVAS, J., ALFARO-SÁNCHEZ, R., GARCÍA-
CERVIGÓN, A.I., BIGLER, C., RIGLING, A. 2015: Disentangling
the effects of competition and climate on individual tree
growth: A retrospective and dynamic approach in Scots
pine. *Forest Ecology and Management* 358: 12-25.
- SEIDLING, W. TROTZER, S., SANDERS, T., TIMMERMANN, V.,
POTOČIĆ, N., MICHEL, A. 2015: Tree Crown Condition and
Damage Causes in: Michel A, Seidling W, editors (2015)
*Forest Condition in Europe: 2015 Technical Report of
ICP Forests. Report under the UNECE Convention on
Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)*.
Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests.
BFW-Dokumentation 21/2015. 182 p.pp.12-49.
- WARING, R. H., WHITEHEAD, D., JARVIS, P. G. 1979:
The contribution of stored water to transpiration in
Scots pine. *Plant, Cell & Environment*, 2: 309–317.
[doi:10.1111/j.1365-3040.1979.tb00085.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1979.tb00085.x)
- YAN, C.-F., GESSLER, A., RIGLING, A., DOBBERTIN, M., HAN,
X.-G., LI, M.-H. 2016: Effects of mistletoe removal on
growth, N and C reserves, and carbon and oxygen iso-
tope composition in Scots pine hosts. *Tree Physiol* first
published online April 15, 2016. [doi:10.1093/treephys/tpw024](https://doi.org/10.1093/treephys/tpw024)
- ZANG, C., HARTL-MEIER, C., DITTMAR, C., ROTHE, A.,
MENZEL, A. 2014: Patterns of drought tolerance in ma-
jor European temperate forest trees: climatic drivers
and levels of variability. *Glob Chang Biol.* 2014 Dec;
20(12):3767-79. [doi: 10.1111/gcb.12637](https://doi.org/10.1111/gcb.12637). Epub 2014
Jun 14.

Klimawandel – was ändert sich bisher in Brandenburg?

REINHARD KALLWEIT, RALF BARTH und RALPH BEITZ

1. Einleitung

Die Witterung gehört mit Strahlung, Temperatur, Luftbewegung und Niederschlägen zu den wichtigsten Umweltfaktoren für die forstliche Produktion.

Das Wetter ändert sich laufend, weist aber mittlere Verhältnisse und Streubreiten auf, denen sich die Vegetation angepasst hat. Das schließt Witterungsextreme ausdrücklich ein, die auch in der Vergangenheit zu erheblichen Waldschäden führten und im forstlichen Produktionsprozess einkalkuliert werden mussten.

Relativ neu ist die Erkenntnis seit den späten 1950er Jahren, dass sich in kurzer Zeit in globalem Maßstab eine Erwärmung der Erdoberfläche nachweisen lässt, die zu großen Teilen auf die vom Menschen verursachten Emissionen von klimawirksamen Gasen in die Atmosphäre zurückgeführt werden kann (RAHMSTORF UND SCHELLNHUBER 2012).

In 1988 wurden von UNEP, dem Umweltprogramm und der WMO, der meteorologischen Fachorganisation der Vereinten Nationen gemeinsam der Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) gegründet, um Politiker mit regelgerechten Beurteilungen der wissenschaftlichen Basis des Klimawandels, seiner Auswirkungen und künftigen Risiken und der Möglichkeiten zur Anpassung und Vermeidung zu versorgen (IPCC, 2013). Auf dem Umweltgipfel 1992 in Rio de Janeiro wurde mit der Klimaschutz-Konvention das Problem der übermäßigen Treibhausgas- und CO₂-Emissionen und des damit zusammenhängenden Klimawandels auf politischer Ebene anerkannt. Weltweit wird seither intensiv zur Klimamodellierung und Klimaentwicklung auf globalem Maßstab wie auch regional geforscht.

Trotz enormer Kenntnisfortschritte in den letzten Jahrzehnten ist unser hochkomplexes Klimasystem nicht umfassend verstanden und kann auch immer wieder zu einer unerwarteten Dynamik führen. Was aufgrund der erwarteten globalen Emissionen an Treibhausgasen für die künftige Klimaentwicklung projiziert wird sind Szenarien mit dem aktuellen Stand des Wissens zum Systemverhalten des globalen Klimas. Bei einer Verdoppelung der Konzentration von CO₂ wird mit einem Temperaturanstieg im Rahmen von 1,5 bis 4,5 °C bis zum Jahr 2100 gerechnet (IPCC, 2014). Für Deutschland werden die Projektionen eher im oberen Bereich erwartet.

Klima ist die für einen Ort, eine Landschaft oder einen größeren Raum typische Zusammenfassung der erdnahen und die Erdoberfläche beeinflussenden atmosphärischen Zustände und Witterungsvorgänge während eines längeren Zeitraumes in charakteristischer Verteilung der häufigsten, mittleren und extremen Werte (Blüthgen & Weischet 1980). Statistische Gesamteigenschaften über eine genügend lange Zeitperiode sind demnach zentral. Nach WMO umfasst diese Zeitperiode ungefähr 30 Jahre.

Da das Klima nicht durch eine einzelne Größe charakterisiert werden kann, werden verschiedene Größen erfasst: die Klimaelemente, die atmosphärische Zustände und Vorgänge kennzeichnen. Diese werden durch bestimmte statistische Hilfsgrößen (Parameter) hinsichtlich ihrer örtlich definierten Werteverteilung in Abhängigkeit von Jahres- und Tageszeit beschrieben. Ein Beispiel sind durchschnittliche Monatsextreme, der arithmetischer Mittelwert aus den monatlichen Maxima beziehungsweise Minima aller Einzeljahre einer Beobachtungsperiode (Hendl und Liedtke 1997). Da-

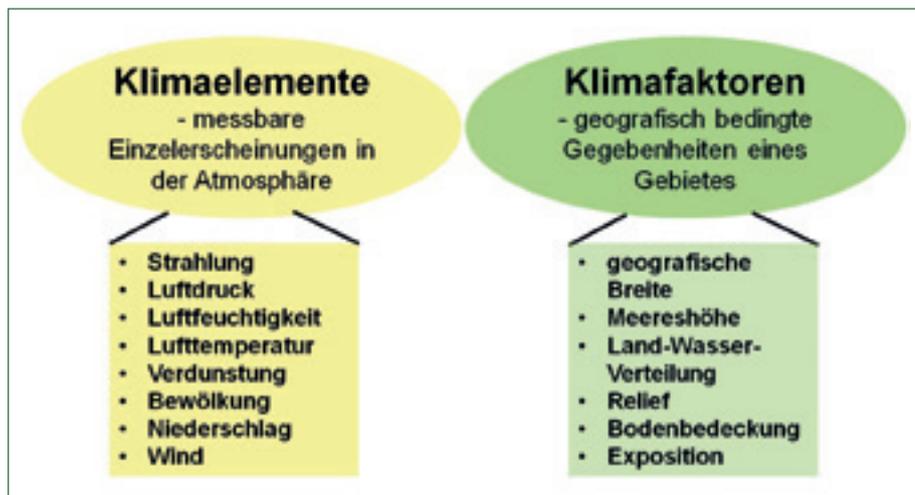


Abb. 1: Klimaelemente und Klimafaktoren – eine Differenzierung; Bildquelle: PG-Net.

neben beeinflussen die geographischen Eigenschaften eines Raumes als sogenannte Klimafaktoren die Ausprägung von Klima und Wetter.

In der Debatte um die Klimaanpassung der Wälder wird die große Unsicherheit der Annahmen und Szenarien immer wieder herausgestellt. LINDNER et al. (2014) resümieren, dass zwei Dekaden intensiver Forschung die Unsicherheit zum künftigen Klima nicht merklich reduzieren konnten.

Damit wird auch auf regionaler Ebene das Risikomanagement zu einem wichtigen Thema. Es kann in die Kernaufgaben

- Klima-Schutz,
- Klima-Anpassung und
- Klima-Monitoring

gegliedert werden, die auch die Forstwirtschaft betreffen.

Der Klimaschutz ist permanente Aufgabe zur Emissionsvermeidung von klimarelevanten Gasen, der Förderung der Kohlenstoffspeicherung in lebendem Holz, Holzprodukten und den Waldböden. Mit reduziertem Energieaufwand im Produktionsprozess und einer Klimaefekte im Naturhaushalt berücksichtigenden Steuerung der Waldentwicklung können zusätzliche Antriebe zur Klimaerwärmung vermieden werden.

Die Klimaanpassung bildet für die Forstwirtschaft mit ihren standortgebundenen langfristigen Produktionszeiträumen eine besonders große Herausforderung. Ein Schwerpunktthema der letzten Jahre bildete unter der Projektbezeichnung „Dynamische Regionalisierung“ die Entwicklung eines Planungswerkzeuges zur Klimaanpassung (siehe Beitrag Regionalisierung).

Mit steigenden Temperaturen verlängert sich die Vegetationsperiode, die Winter werden milder, die höheren Konzentrationen von CO₂ sowie fortgesetzte Stickstoffeinträge fördern das Baumwachstum bei z. T. reduziertem Wasserverbrauch. Die aktuelle Tendenz steigender Produktivität setzt sich nach Klimaprojektionen z. B. des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung in den nächsten Jahrzehnten für unsere Hauptbaumarten fort (LASCH-BORN et al. 2015). Hier setzt das Risiko der fortgesetzten Stickstoffakkumulation bei weiteren Basenverlusten der Waldböden zu wachstumsbegrenzendem Nährstoffmangel dem nachhaltig steigendem Wachstum Grenzen (siehe Beitrag Bodenzustand und Baumernährung). Der Anpassungsbedarf ergibt sich vor allem aus der gesunkenen gesellschaftlichen Wertschätzung für Wald- und Forstwirtschaft, die entsprechende Personalkosten und Fördermittel zur Umsetzung der bekannten Ziele des Waldumbaus erfordern. Zur Anpassung gehört die Vorsorge, im Extremfall katastrophale Waldschäden rechtzeitig verhindern zu können, wie Waldbrandschutz und die Eindämmung von steigenden Risiken durch Insekten- und Pilzschäden.

Die permanente Beobachtung sowohl der Witterung als auch der Reaktionen der Wälder auf den Klimawandel bildet die dritte wesentliche Aufgabe des Risikomanagements zum Klimawandel. Dazu wird beim Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde ein national und international abgestimmtes Monitoring der Waldentwicklung, der Vitalitätskontrolle, der Produktivität und der Gefährdung durch biotische und abiotische Schäden durchgeführt (BMEL 2016). Teil dieses forstlichen Umweltmonitorings ist das regionale Klimamonitoring an Waldklimastationen.

Der Landesbetrieb Forst Brandenburg hat sich eine Wald-Monitoring-Konzeption erarbeitet, die in Anlehnung an die MCPFE Kriterien und Indikatoren der nachhaltigen Waldentwicklung, Einflussfaktoren, Zustandsentwicklung und gesellschaftliche Steuerung in kontinuierlich beobachtete Indikatoren verdichtet (KALLWEIT et al. 2014). Die Klimaänderung nimmt mit Indikatoren zum Wärmehaushalt, Wasserhaushalt sowie Sturm- und Waldbrandgefährdung neben Luftverunreinigungen, biotischen Schaderregern und ökonomischen Kennwerten einen wesentlichen Platz bei den Einflussfaktoren auf den Waldzustand ein. Der vorliegende Beitrag konzentriert sich auf die gemessene Entwicklung von forstwirtschaftlich relevanten Kennwerten des Klimas im Raum Brandenburg / Berlin.

2. Datenbasis

Die Witterung ist der dominante Faktor der Dynamik des Waldzustandes. Ohne ihre Berücksichtigung ist eine Analyse anderer Einflussfaktoren nicht sinnvoll möglich. So war mit dem Aufbau eines europäischen Netzes von intensiven Dauerbeobachtungsflächen in Waldökosystemen (ICP-Forests, Level II), die zunächst vorrangig auf die Aufklärung von Wirkungen der Schadstoffeinträge aus der Atmosphäre auf den Stoffhaushalt der Wälder konzentriert waren, die Einrichtung von Waldklimastationen gekoppelt. Die Methodik der

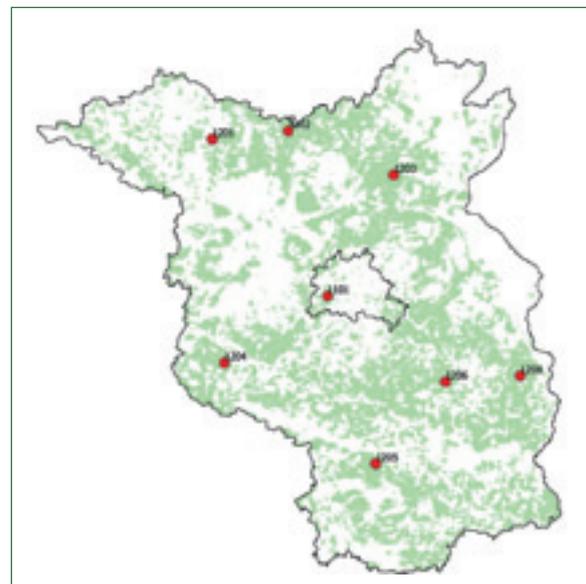


Abb. 2: Lage der Klimastationen der forstlichen Umweltkontrolle in Brandenburg/Berlin.

Tab. 1: Messprogramm der Waldklimastationen (Speicherintervall 1 h).

Klimaelement	Maßeinheit	Messhöhe [cm]	Messrate Sekunden	Freifläche	Bestand	
Globalstrahlung	W/m ²	200	30	x	x	
Lufttemperatur	°C		300	x	x	
						Mittelwert
						Maximum Minimum
relative Luftfeuchte	%		300	x	x	
						Mittelwert
						Maximum Minimum
Luftdruck	hPa	100	300	x	–	
Windgeschwindigkeit	m/s	1000	30	x	–	
						Mittelwert Maximum
Windrichtung	Grad		30	x	–	
						Mittelwert
Niederschlag	mm	100	30	x	x	
						Summe
Bestandesniederschlag (Rinne)	mm	100	300	–	x	
						Summe
Bodenoberflächentemperatur	°C	2	300	–	x	
Bodentemperatur	°C	-10	300	x	x	
		-20			x	
		-30			x	
		-40			x	
		-60			x	
		-100			x	
Bodenfeuchte	%	-10	3600		x	
		-20			x	
		-30			x	
		-40			x	
		-60			x	
		-100			x	
		-150			x	
		-250 -300			x x	
Matrixpotential (pF-Meter)	hPa	-20	3600		x	

meteorologischen Messungen ist international abgestimmt und im ICP-Forests Manual, Part IX beschrieben (RASPE et al. 2010). Die Stoffeinträge und ihre Wirkungen bleiben ein wichtiges Beobachtungsthema des forstlichen Monitoring, werden aber inzwischen in einem zweiten Schwerpunkt ergänzt um die Erfassung von Effekten der langfristigen Klimaänderung.

In Brandenburg und Berlin werden aktuell acht Waldklimastationen im Rahmen der forstlichen Umweltkontrolle betrieben (Abb. 1). Jeder Dauerbeobachtungsfläche Level II in einem Waldbestand ist eine meteorologische Station an einer nahegelegenen Freifläche zugeordnet, die die Witterung repräsentativ für die Situation oberhalb des Kronenraumes misst. Diese Messeinrichtungen werden als Waldklimastationen bezeichnet. Innerhalb des Bestandes, d. h. unter dem Kronenraum werden die durch die Vegetation modifizierten Klimaelemente gemessen, die für Untersuchungen zur Klimaentwicklung weniger geeignet sind.

Die Stationen 1201 bis 1206 werden seit 1996 kontinuierlich betrieben, 1208 wurde 2003 ergänzt und 1101 wird mit Unterbrechungen seit 1988 beobachtet, seit 2006 kontinuierlich. Auf Basis eines vom Potsdam

Institut für Klimafolgenforschung homogenisierten Datensatzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD) wurden für diese Stationen mittels Programmteilen von ArcEGMO (PFÜTZNER 2002) die Datenreihen für Temperatur und Niederschlag auf den Zeitraum seit 1951 erweitert. Dieser nunmehr kontinuierlich durch Messwerte ergänzte Datensatz bildet die Grundlage für die täglich aktualisierte Beobachtung von Witterung und Klimaentwicklung der forstlichen Umweltkontrolle von Brandenburg und Berlin auf Stationsbasis. Die Ergebnisse sind im Internet (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de) abrufbar.

Darüber hinaus wurden für die vorliegende Analyse der Klimaentwicklung die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) im Climate Data Center (CDC) kontinuierlich bereitgestellten Gebiets-Jahresmittel für Lufttemperatur und Niederschlagshöhe ab 1881 und die Sonnenscheindauer ab 1951 für die Länder Brandenburg und Berlin ausgewertet (DWD 2016).

Die Windgeschwindigkeit wird in Waldgebieten durch die umliegenden Bestände besonders stark reduziert. Daher wurden für diesen Parameter Daten von DWD-Stationen über das CDC des DWD bezogen.

Zur Untersuchung der Waldbrandgefährdung wurde durch das Zentrum für agrarmeteorologische Forschung Braunschweig des DWD der kanadische Fire Weather Index auf Tagesbasis für 7 DWD-Stationen in Brandenburg ab 1961 bereitgestellt. Der Fire Weather Index (FWI) beruht auf Mittagswerten der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit sowie der 24-stündigen Niederschlagsmenge. Ferner wird für die Gefährdungsbewertung auch die Schneedecke berücksichtigt. Die dem FWI zugrunde liegende Referenzbaumart ist ein Kiefernbestand mit einer Nadelstreuauflage auf einer Rohhumusdecke. Aus der Wassersituation der oberen Bodenschichten sowie aus der Streufeuchte und Windgeschwindigkeit lassen sich das dynamische Angebot brennbarer Biomasse und die Laufgeschwindigkeit der Feuerfront abschätzen. Beide Größen bestimmen die Feuerintensität, die als fünfstufiges Maß für den Bekämpfungsaufwand ausgegeben wird (Stufe 1 = sehr geringe, Stufe 5 = sehr hohe Intensität) (VAN WAGNER 1987; WITTICH et al. 2011).

3. Analyse der Gebietsmittel des DWD für Brandenburg-Berlin

Der DWD veröffentlicht monatliche Gebietsmittel für Temperatur und Niederschlag seit 1881 sowie die Sonnenscheindauer seit 1951 auch für Brandenburg und Berlin. Die Gebietsmittel sind Mittelwerte der Rasterfelder von Deutschland mit einer Auflösung von 1 km. Gegenüber Zeitreihen einzelner Stationen sind die Zeitreihen von Gebietsmitteln weitgehend frei von Inhomogenitäten, die durch Stationsverlegungen oder Veränderungen im Umfeld einer Station entstehen. Außerdem sind sie repräsentativer für ein größeres Gebiet als Einzelstationen oder einfache Kombinationen der verschiedenen Stationen.

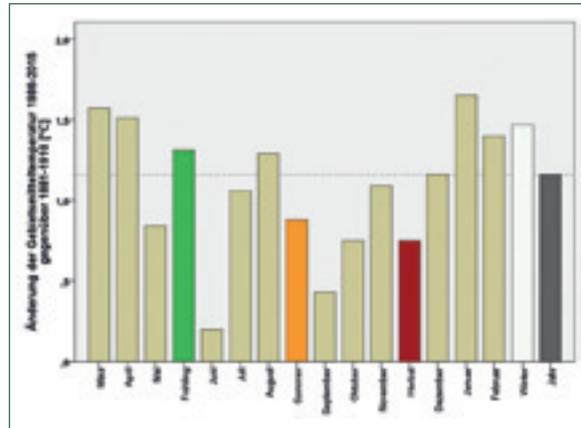


Abb. 3: Änderung der Gebietsmitteltemperatur von Brandenburg/Berlin in der Periode 1985 – 2015 gegenüber der Periode 1881 – 1910.

3.1. Lufttemperatur

Das Jahresmittel der Lufttemperatur ist im Gebietsmittel von Brandenburg/Berlin in der Periode 1986 – 2015 gegenüber der Periode 1881 – 1910 (105 Jahre) um 1,16 °C angestiegen (Abb. 3). Dieser Anstieg ist zwar generell positiv, im Jahresverlauf aber nicht gleichmäßig verteilt. Er konzentriert sich auf den Winter mit dem Schwerpunkt im kältesten Monat Januar sowie den Frühling (März, April).

Die generelle Tendenz einer Erwärmung vollzog sich aber nicht gleichförmig (Abb. 4). Einem leichten Anstieg der Jahresmittel von 1881 bis 1910 und anschließender relativer Konstanz bis 1988 folgt seitdem ein starker Anstieg bis zum Jahr 2014, das auch deutschlandweit das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn war.

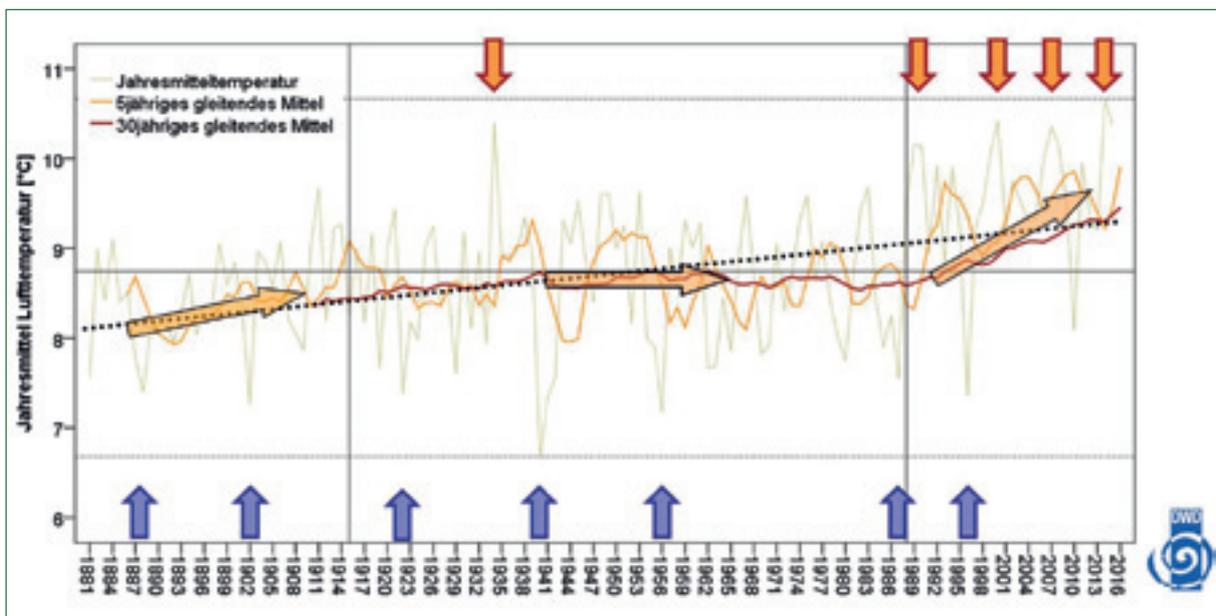


Abb. 4: Entwicklung der Gebietsmittel Brandenburg/ Berlin für die Jahresmitteltemperatur von 1881 bis 2015 sowie 5jähriges und 30jähriges gleitendes Mittel und linearer Trend (schwarz gepunktete Linie); Pfeile markieren besonders milde Jahre (orange) sowie besonders kühle Jahre (blau). In der Zeitreihe sind Abschnitte mit differenzierten Entwicklungstrends (Pfeile auf der Trendlinie) markiert.

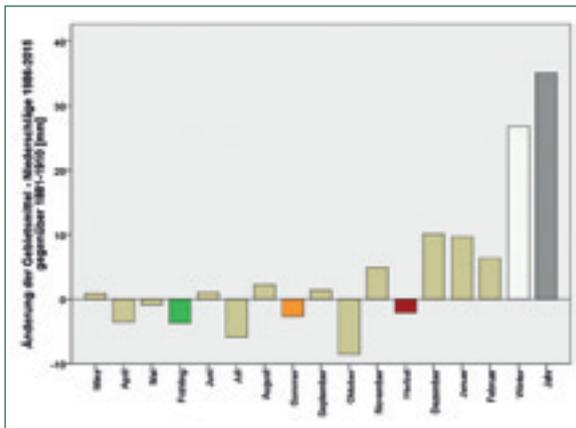


Abb. 5: Änderung der Gebietsmittel-Niederschlagshöhe von Brandenburg/Berlin in der Periode 1985 – 2015 gegenüber der Periode 1881 – 1910.

Albedo der Wälder verstärkt (positive Rückkopplung der Erwärmung). Andererseits besteht durch vermehrte Niederschläge in der Vegetationsruhe eine verbesserte Chance der Auffüllung des Bodenwasserspeichers und vermehrter Grundwasserneubildung.

Nach bis 1910 relativ gleichförmigem Verlauf um 560 mm Niederschlag folgte bis 1942 ein Anstieg auf 582 mm, dann aber bis 1992 eine Periode des Rückgangs der Jahresniederschläge bis auf 550 mm im 30-jährigen Mittel. Seither sind bis zum Jahr 2015 die Niederschläge im gleitenden 30-jährigen Mittel deutlich, bisher um 32 mm wieder auf 582 mm angestiegen (Abb. 6). Aus dieser Niederschlagsentwicklung ist kein klarer Trend abzuleiten. Vielmehr deutet sich in der noch immer recht kurzen Zeitreihe ein periodisches Auftreten von gehäuft niederschlagsreicheren und

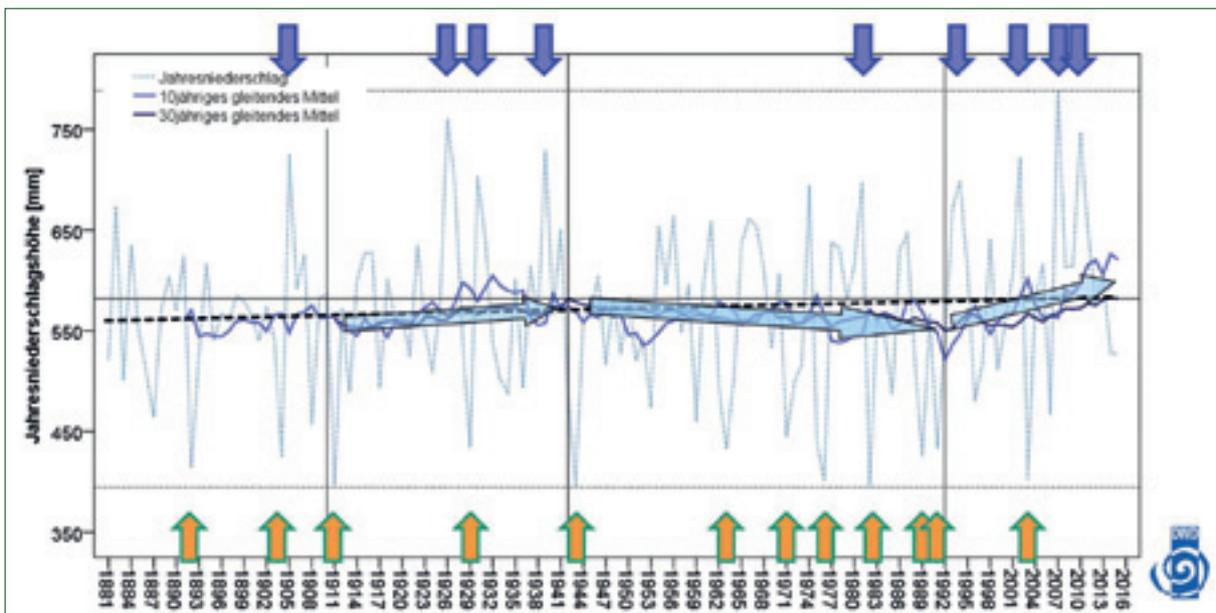


Abb. 6: Entwicklung des Gebietsmittels Brandenburg/Berlin für die Jahresniederschlagshöhe von 1881 bis 2015 sowie 10jähriges und 30jähriges gleitendes Mittel, linearer Trend über die gesamte Periode (schwarz gepunktete Linie); Pfeile markieren besonders trockene (orange) sowie besonders feuchte (blau) Jahre. In der Zeitreihe sind Abschnitte mit differenzierten Entwicklungstrends (Pfeile auf der Trendlinie) markiert.

Die Häufung der besonders milden Jahre unterstreicht den Trend zur Klimaerwärmung in der Periode nach 1988. Dagegen ist die Verteilung der besonders kühlen Jahresmittel nicht eindeutig reduziert.

3.2. Niederschlagshöhe

Entgegen häufiger Annahmen stieg der Niederschlag im Gebietsmittel seit 1881 – 1910 um 35 mm, das sind 6 % des Jahresniederschlags der Klimanormalperiode 1961 – 1990 (Abb. 5). Während im Frühjahr, Sommer und Herbst eher marginale Veränderungen erkennbar sind, tritt doch das Signal zunehmender Winterniederschläge recht klar hervor. Verbunden mit milderen Wintern wird damit das Klima atlantischer bzw. weniger kontinental. Gleichfalls ist mit einer geringeren Schneebedeckung (hier nicht untersucht) zu rechnen, was die Energieabsorption durch geringe

niederschlagsärmeren Jahren an. Aktuell treten nach gehäuft trockenen Jahren in der Periode 1976 – 1992 wieder vermehrt feuchtere Jahre auf.

3.3. Strahlungsdynamik

Die auf die Erde einfallende Sonnenstrahlung, die Globalstrahlung ist Voraussetzung und der energetische Antrieb des Lebens auf der Erde. Der gesamte Weltenergiebedarf beträgt ca. 0,01 % der eingestrahelten Energiemenge. Es werden im Mittel 342 W/m² von der Sonne kurzweilig eingestrahlt, 107 W/m² werden reflektiert, der Rest von 235 W/m² wird langweilig emittiert. Von der im globalen Mittel jährlich eingestrahlt Energie von 2 kWh/m² im Jahr treffen in Brandenburg durchschnittlich ca. 1kWh auf jeden Quadratmeter. Die Globalstrahlung ist nicht konstant und variiert hauptsächlich mit der Bewölkung.

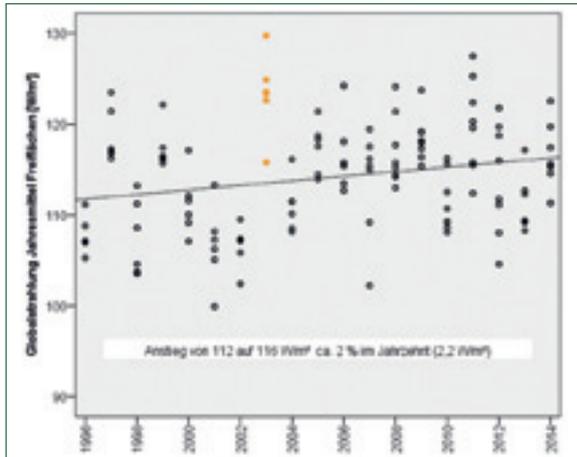


Abb. 7: Jahresmittel der Globalstrahlung an Waldklimastationen in Brandenburg/Berlin.

Der anthropogene Strahlungsantrieb lag 2011 bei 2 W/m^2 (IPCC, 2014). Das ist ca. 0,6 % der mittleren kurzwelligen globalen Einstrahlung. Die natürliche Variabilität der Globalstrahlung unter unseren Klimafaktoren liegt bei $114 \pm 6 \text{ W/m}^2$ (Abb. 7). Die Spannweite der Messungen an unseren Waldklimastationen liegt im Beobachtungszeitraum 1996 bis 2014 zwischen 100 und 130 W , das sind 25 %. Das Jahr 2003 stellte darin mit 123 W/m^2 im Mittel der Stationen einen bisherigen Rekord auf. In der Analyse überraschte zunächst ein nachweisbarer Trend in der Beobachtungsperiode. Der Vergleich mit den DWD-Gebietsmitteln der Sonnenscheindauer weist diese Tendenz als richtig aus (Abb. 8).

Für eine langfristige Schwingungsperiode von 70 Jahren spricht eine vom DWD für die Station Potsdam, für

die die längste Messreihe der Globalstrahlung seit 1937 vorliegt, rückwirkend über Sonnenstunden bis 1893 erweiterte Zeitreihe (Abb. 9, DWD 2012). Diese Dynamik stimmt recht gut überein mit der Schwingungsperiode der Atlantischen Multidekaden Oszillation (AMO), einer regelmäßigen Zirkulationsschwankung im Nordatlantik, die in ihrer positiven Phase in Europa zu mehr Niederschlag führt. Auch bei Berücksichtigung dieser Schwankung verbleibt eine positive Trendkomponente.

4. Klimaentwicklung an Level II-Klimastationen

Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich auf die Messungen an den Waldklimastationen ab 1996 bzw. deren Ergänzungen durch regionalstatistische Interpolation von Messungen an DWD-Stationen von 1951 bis zum Messbeginn.

4.1 Indikatoren Wärmehaushalt

Die Indikatoren zum Wärmehaushalt wurden statistisch aus einer Vielzahl aggregierter ökologischer Kennwerte mittels Hauptkomponentenanalyse auf 11 Merkmale reduziert (RIEK et al. 2013). In Anwendung auf die Datenreihen der Waldklimastationen Brandenburgs und Berlins von 1951 bis 2015 ergeben sich differenzierte Trendaussagen (Tab. 2).

Die Lufttemperatur im Beobachtungsraum weist im klimatischen Mittel von 30 Jahren gegenüber dem Vergleichszeitraum von 1951 bis 1980 eine steigende Tendenz für das Vegetationszeit-Mittel auf. Der Vegetationsbeginn ist nach der den Vorfrühling charakterisierenden Grünlandtemperatur verfrüht. Auch die

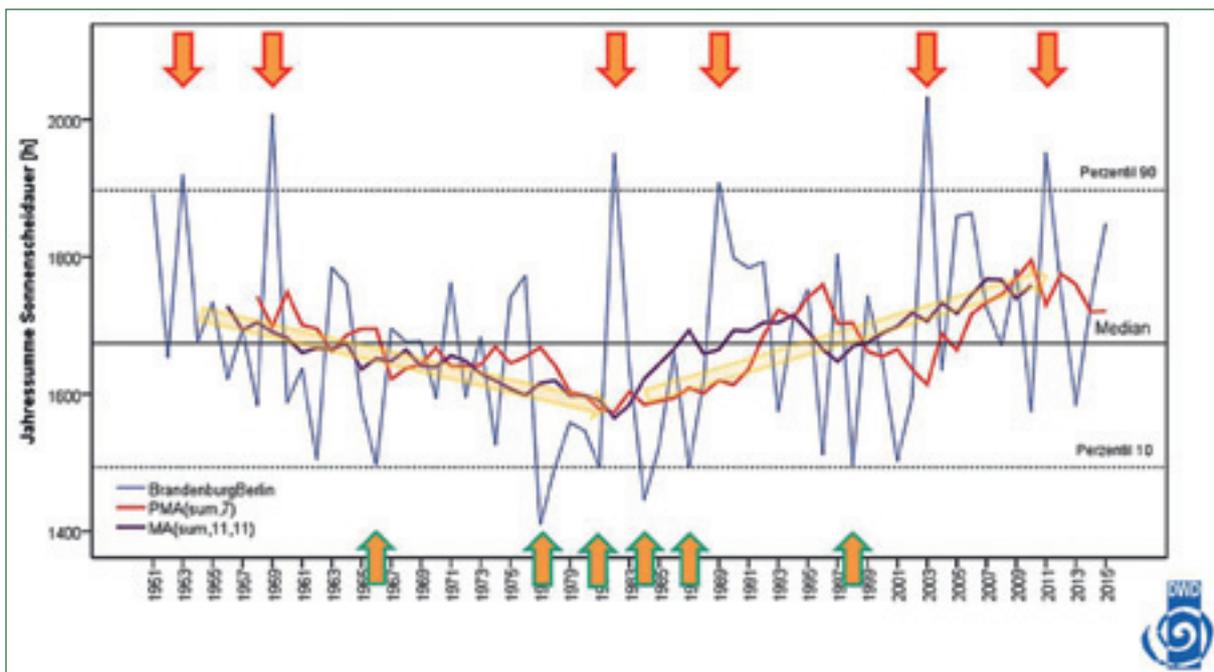


Abb. 8: Gebietsmittel der Jahressummen der Sonnenscheindauer in Stunden für Brandenburg/Berlin von 1951 bis 2015, Pfeile markieren Über- bzw. Unterschreitungen des 90. bzw. 10. Perzentils, PMA = zurückgreifender gleitender Durchschnitt über 7 Jahre, MA = zentrierter gleitender Durchschnitt über 11 Jahre.

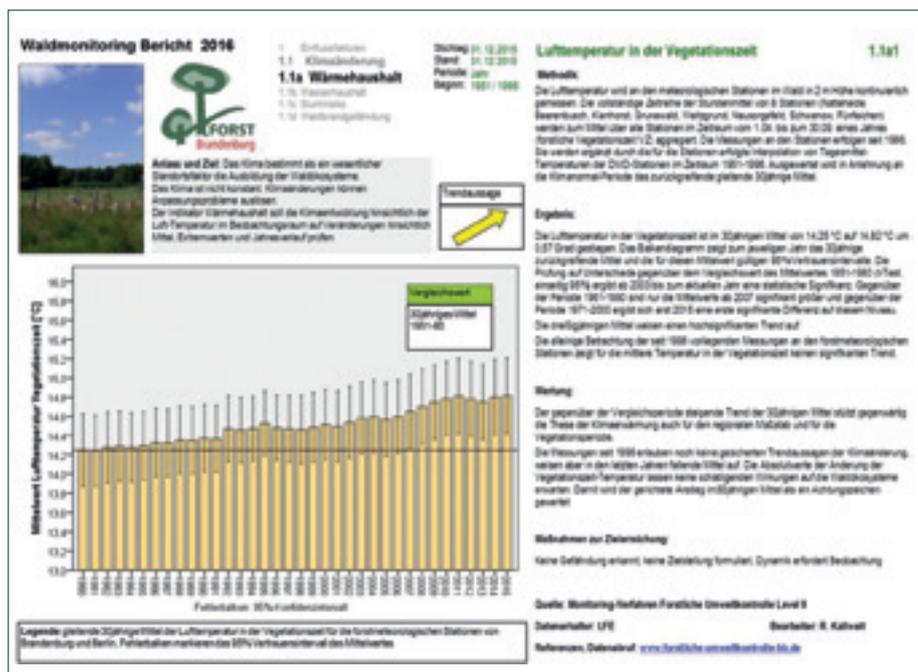
Abb. 9: Jahressummen der Globalstrahlung an der Station Potsdam (Quelle DWD 2012, ergänzt) mit zusätzlich eingezeichneter Dynamik der Jahresmittel des AMO-Index (olivgrün, Daten: US-NAAO PSD).



Tab. 2: Zusammenfassende Auswertung der Merkmale zum Indikator Klimaänderung-Wärmehaushalt an den Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin.

Merkmale		Veränderung	Erläuterung
1	Lufttemperatur Vegetationszeit	steigend	steigende Lufttemperatur um 0,5 Grad seit 1951-80
2	Lufttemperatur Januar	ohne	kein Trend zu höheren Wintertemperaturen
3	Lufttemperatur Minimum	ohne	Jahresminimum Kälte gleichbleibend
4	Spätfrostsumme	ohne	Spätfrostgefährdung gleichbleibend
5	Grünlandtemperatur	fallend	Verfrühung um 1 Woche, seit 2000 konstant
6	klimatischer Vegetationszeitbeginn	fallend	Verfrühung um 1 Woche anhaltender Trend
7	klimatisches Vegetationszeitende	ohne	Herbstbeginn unverändert
8.1	Andauer Tagesmittel > 10 °C	ohne	kein Trend zu längerer Andauer
8.2	Anzahl Pentaden > 10 °C	steigend	Anstieg um 1 Woche
9	Eintritt/Störung Winterruhe	ohne	periodische Schwankungen hoher Amplitude (20 Tage)
10	Eintritt Störung Frostperiode	fallend	früherer Frosteintritt, 1d im Jahrzehnt

Abb. 10: Berichtsblatt zum Indikatormerkmal Lufttemperatur in der Vegetationszeit des Waldmonitoring Berichtes 2016.



den April beschreibende anhaltende Tagesmittel-Lufttemperatur über 5 °C wird deutlich früher erreicht. Die Vegetationszeit ist anhand der Pentadenmittel >10 °C übereinstimmend um etwa 1 Woche verlängert. Diese Merkmale weisen auf eine Klimaänderung in Richtung auf ein wärmeres Frühjahr. Die Gefährdungen durch Winterfröste sowie Spätfröste bleiben dagegen bestehen, es ist kein Trend zu weniger extremen Frostereignissen erkennbar.

Für alle Indikatoren wurden Indikatoren Berichte erstellt, die die Ergebnisse über alle Waldklimastationen in ihrem Trend darstellen und interpretieren. Dabei steht die Entwicklung des langjährigen Mittels (gleitende 30jährige Mittelwerte) im Vordergrund des Interesses um den Klimawandel erkennbar zu machen. Abbildung 10 stellt beispielhaft ein Berichtsblatt zur Entwicklung der Lufttemperatur in der Vegetationszeit vor.

4.2 Indikatoren Wasserhaushalt

Die Jahresniederschlagshöhe ist im 30jährigen Mittel von 557 mm (1951 – 1980) auf aktuell 607 mm um 50 mm gestiegen. Die Prüfung auf Unterschiede gegenüber dem Vergleichswert des Mittels 1951 – 80 (t-Test, einseitig 95 %) ergab ab 2007 bis zum aktuellen Jahr eine statistische Signifikanz. Die dreißigjährigen Mittel weisen einen hochsignifikant steigenden Trend auf. Es fällt also aktuell mehr Niederschlag als vor 10 Jahren (Abb. 11).

Es wird aber auch wärmer und damit steigt der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (Abb. 12). Die Grasreferenzverdunstung wird für die meteorologischen Daten der Waldklimastationen auf Tagesbasis nach Penman-Monteith berechnet (ALLEN et al. 1998). Die jährlichen Extrema liegen im Beobachtungszeitraum zwischen 492 mm (Beerenbusch, 1962) und 858 mm (Weitzgrund, 2003). Der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ist gegenüber der Vergleichsperiode um maximal 57 mm (2012) sehr deutlich gestiegen. Die Differenz zur Vergleichsperiode ist seit 1992 signifikant (t-Test, einseitig 95 %). Der Anstieg liegt mit 55 mm etwa in gleicher Größenordnung wie die

Differenzen des Mittelwerts der Jahresniederschläge zwischen den Klimastufen mäßig trocken und trocken.

In Kombination von Verdunstungsanspruch und Niederschlag ergibt sich mit der klimatischen Wasserbilanz (KWB) rein physikalisch, d. h. ohne Berücksichtigung von Pflanzeigenschaften und Bodenwasserspeicher ein erster Ansatz zur Charakterisierung der Klimafeuchte eines Standortes. Die KWB, also Niederschlagshöhe minus potenzielle Verdunstungshöhe ist in unseren Breiten von vorrangigem Interesse in der Vegetationszeit, da außerhalb der Vegetationsperiode deutlich weniger Strahlungsenergie auf die Oberflächen fällt und damit die Niederschläge überwiegend ausreichen um den Verdunstungsanspruch der Atmosphäre zu befriedigen, bzw. ihn übertreffen. Die mittlere KWB in der Vegetationsperiode lag im Mittel der Stationen im Vergleichszeitraum 1951 – 1980 bei -193 mm. Die Spanne reicht von -530 mm (Weitzgrund 2003) bis 80 mm (Beerenbusch 2007). Die mittleren Differenzen der Stationen im Beobachtungszeitraum 1951 – 2013 betragen 60 mm und reichen von -180 mm in Beerenbusch bis -240 mm in Weitzgrund. Das gleitende zurückgreifende 30jährige Mittel der KWB in der Vegetationszeit ist in der Beobachtungsperiode bis 2011 auf -235 mm deutlich um 42 mm zurückgegangen. Danach lässt sich ein leichter Wiederanstieg auf aktuell -219 mm feststellen (Abb. 13). Die Entwicklung in Nordbrandenburg ist dabei positiver als in Weitzgrund wo nicht nur ein geringeres Ausgangsniveau besteht sondern auch ein wesentlich stärkerer Rückgang der KWB erfolgte.

In Abb. 14 werden Niederschlag, potenzielle Verdunstung und die KWB als gleitende 30jährige Mittel für das gesamte Kalenderjahr für die einzelnen Waldklimastationen dargestellt. Damit wird erkennbar, dass die Differenzierung innerhalb Brandenburgs mit steigenden Niederschlagsmitteln abgenommen hat, die potenzielle Verdunstung ist vor allem an der Fläche Weitzgrund überproportional stark angestiegen und hat damit die Spannweite erweitert. Die KWB zeigt eine insgesamt steigende Spannweite bei unterschiedlichen Entwicklungen zwischen den Klimastationen. Während in Beerenbusch inzwischen eine im Mittel positive Bilanz

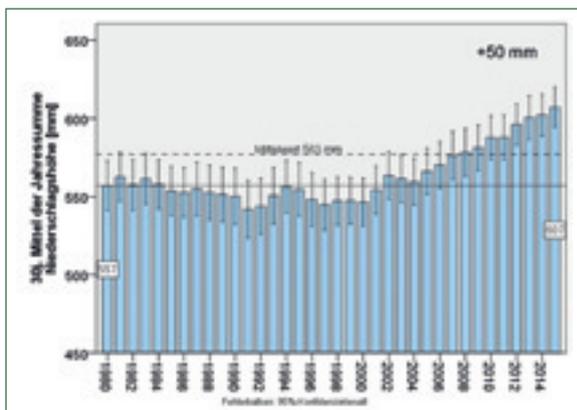


Abb. 11: 30jährige gleitende Mittel der Jahressummen der Niederschlagshöhen an den Waldklimastationen Brandenburg/Berlin.

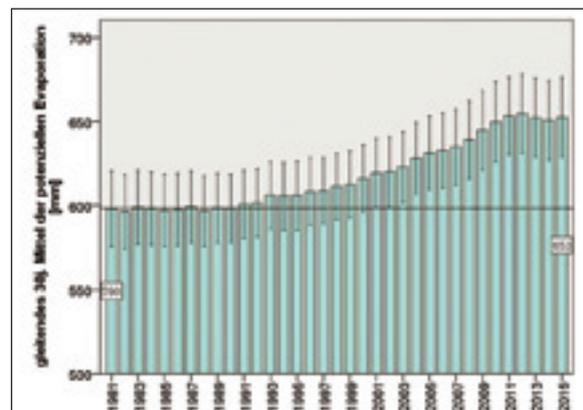


Abb. 12: 30jährige gleitende Mittel der potenziellen Verdunstung an den Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin.

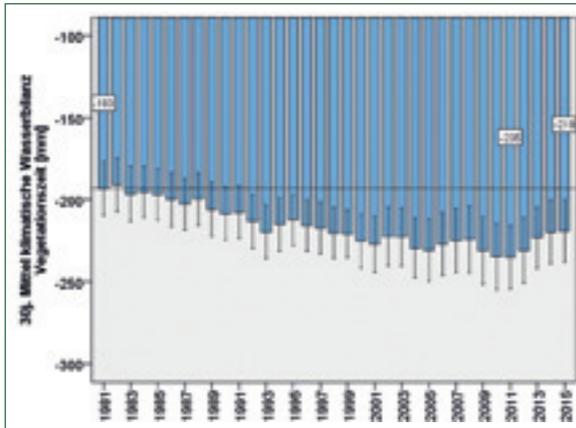


Abb. 13: Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit (April-September) im gleitenden 30jährigen Mittel für Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin.

erreicht wird, kommen die KWBs der anderen Flächen in Brandenburg nach zwischenzeitlich stark negativer Tendenz wieder auf das Referenzniveau von 1951 – 80 zurück. Eine Ausnahme bildet hier Berlin, wo das 30jährige Mittel der KWB weiter fällt.

Der Ariditätsindex bzw. Humiditätsindex nach de Martonne (MARTONNE, 1926) (Jahresniederschlagshöhe / (Jahresmitteltemperatur +10)) liegt in Deutschland zwischen 30 und 100 und ist im Laufe des letzten Jahrhunderts mit Ausnahme des Ostens um 2 – 8 Einheiten humider geworden (RAPP 2001). Die Ariditätsgrenze liegt bei 20 und wird in Deutschland nicht erreicht. In Brandenburg/Berlin werden in der Beobachtungsperiode 1951 – 2015 Stationsmittelwerte von 29 bis 32 gefunden. Die Extrema waren 17 (Weitzgrund, 1982) und 56 (Neusorgefeld, 2010). Im 30jährigen Mittel über alle Stationen war in der Vergleichsperiode 1951 – 80

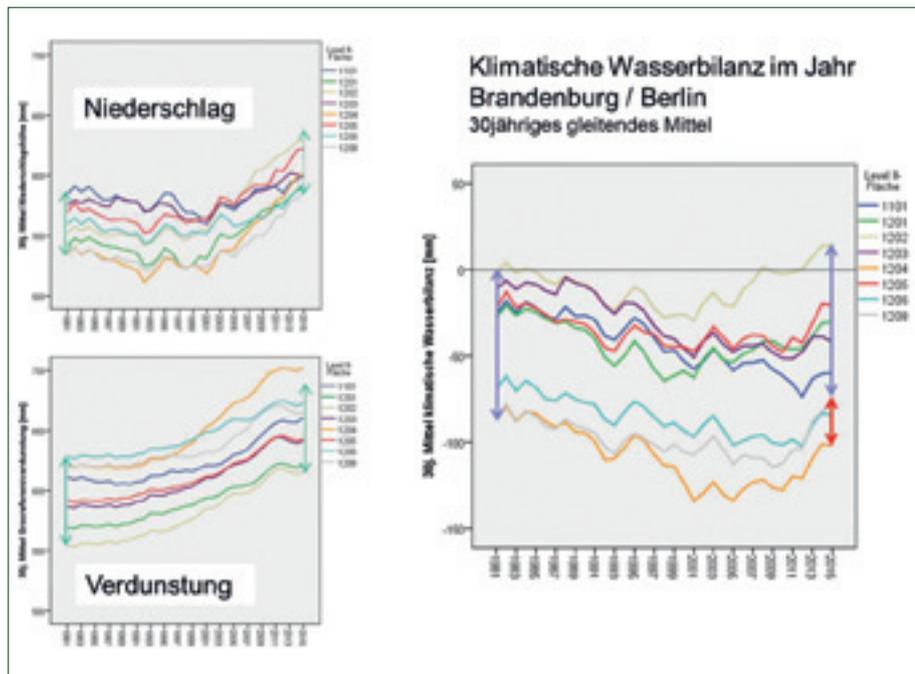


Abb. 14: Entwicklung der gleitenden 30jährigen Mittel von Jahresniederschlags-höhe, und potenzieller Verdunstung in mm sowie der klimatischen Wasserbilanz an den einzelnen Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin.

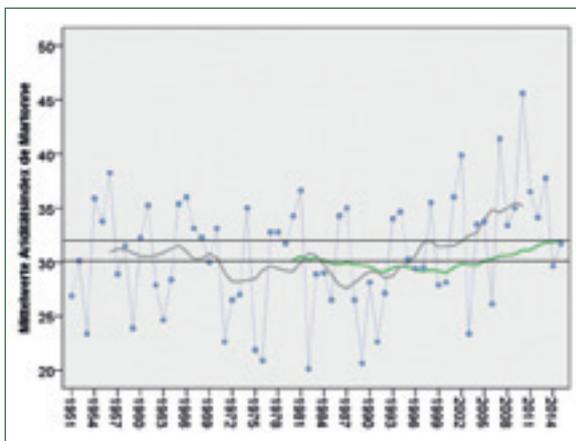


Abb. 15: Mittelwerte des Ariditätsindex nach de Martonne für die Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin 1951 – 2015 sowie zentriertes 10jähriges gleitendes Mittel (graue Linie) und zurückgreifendes 30jähriges gleitendes Mittel (grüne Linie).

ein mittlerer Index von 30 festzustellen, der bis 2000 tendenziell sank, anschließend aber noch deutlicher zum humiden Bereich auf 32 anstieg. Damit wird die Entwicklung der westlicher gelegenen Teile Deutschlands auch in Brandenburg nachvollzogen (Abb. 15).

Gesamtbewertung: Achtung

Der Indikator Klimaänderung Wasserhaushalt weist unterschiedliche Signale auf (Tab. 3).

Im Beobachtungszeitraum steigen die Jahresniederschläge. Damit sind eine bessere Füllung der Bodenspeicherung und eine Reduzierung des Grundwasserflurabstandes möglich. Positiv ist auch der aktuell nicht fortgesetzte Trend zu reduzierten Vegetationszeit-Niederschlägen.

Da aber die Verdunstungsansprüche der Atmosphäre mit in der Vegetationszeit höheren Temperaturen

Tab. 3: Zusammenfassende Auswertung der Indikatoren zur Klimaänderung – Wasserhaushalt an den Waldklimastationen von Brandenburg und Berlin.

Merkmale		Veränderung	Erläuterung
1	Niederschlagshöhe Jahr	steigend	Anstieg um 40 mm (7,5 %) seit 1951 – 80
2	Niederschlagshöhe Vegetationszeit	ohne	Trend zu abnehmenden Niederschlägen in der Vegetationszeit seit Jahrtausendwende gebrochen
3	Grasreferenzverdunstung	steigend	seit 90er Jahren steigende Verdunstungsansprüche, damit steigende Trockenstress-Gefährdung
4	klimatische Wasserbilanz Jahr	ohne	bis 2000 Rückgang um 30 mm, danach Wiederanstieg bis zum Vergleichswert 1951 – 80, kein nachhaltiger Trend,
5	klimatische Wasserbilanz Vegetationszeit	fallend	steigende Verdunstungsansprüche der Atmosphäre werden nicht durch steigende Niederschläge in der Vegetationsperiode ausgeglichen, KWB fällt weiter,
6	klimatischer Trockenindex nach de Martonne	steigend	Jahresindex tendiert aktuell zu humideren Werten,

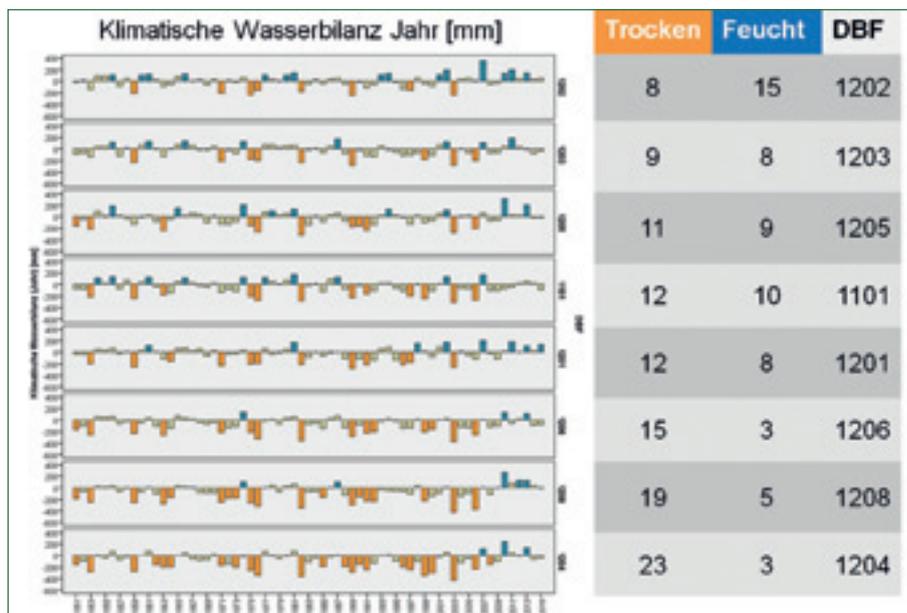
ansteigen, ist mit gegenüber der Referenzperiode wachsender Trockenstress-Gefährdung der Wälder zu rechnen. Das bestätigt auch die Betrachtung der klimatischen Wasserbilanz, die im Jahr ohne Veränderung bleibt, in der Vegetationszeit allerdings fällt. Der Ariditäts-Index nach de Martonne weist auf das Jahr gerechnet eine Tendenz zu leicht humideren Bedingungen auf. Zumindest war der bis zur Jahrtausendwende bestehende Trend zu arideren Bedingungen im ohnehin sehr trockenen Brandenburg nicht anhaltend. Die Entwicklung von Strahlung und Niederschlägen deutet allerdings auf eine längerfristige Schwingungsdynamik, so dass auch mit einer Umkehr des Trends zu höheren Niederschlägen gerechnet werden muss.

4.3 Extremwerte Wasserhaushalt, Extremwerthäufung

Die Betrachtung der über 30 Jahre gemittelten Verhältnisse gibt zwar Hinweise auf die Tendenz der Klimaänderung, muss aber regelmäßig ergänzt werden um die Analyse von Extremwerten und ihrer zeitlichen Abfolge. Die Zuspitzung der Aussage nicht an Trends sondern Extremereignissen leidet der Wald ist nur z. T.

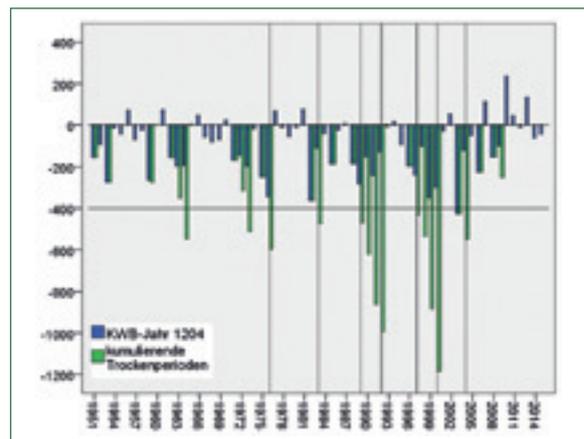
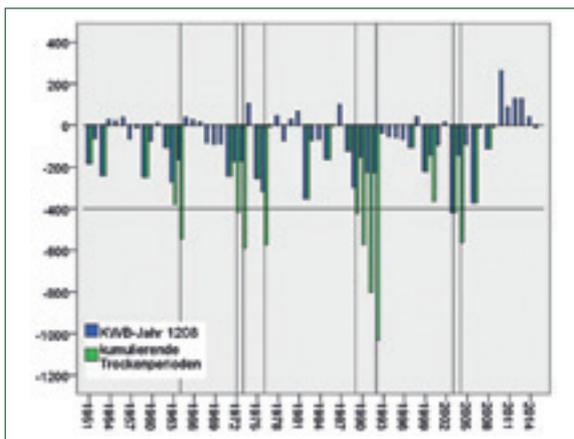
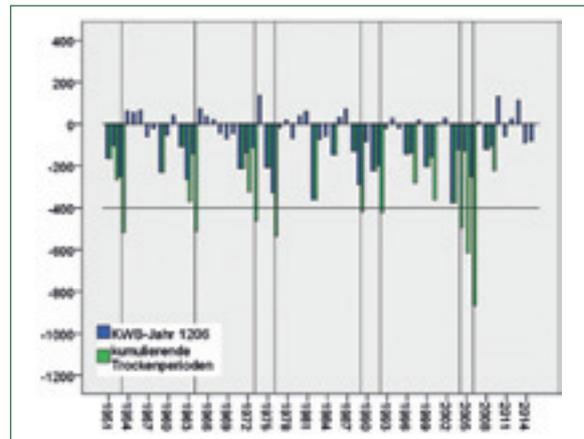
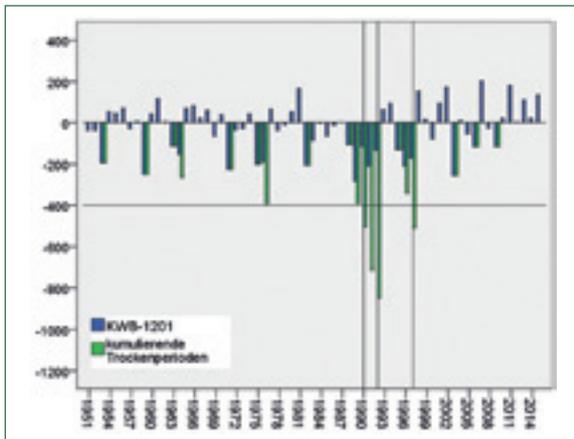
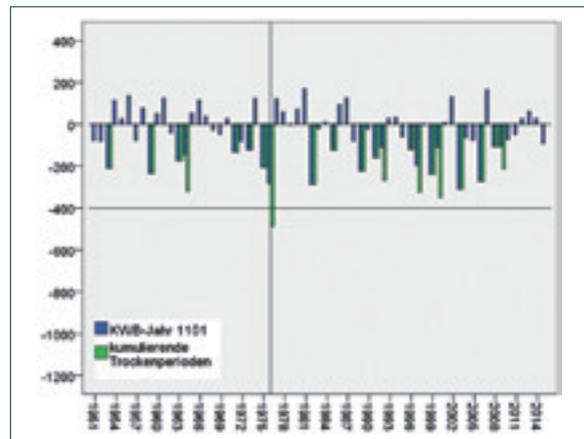
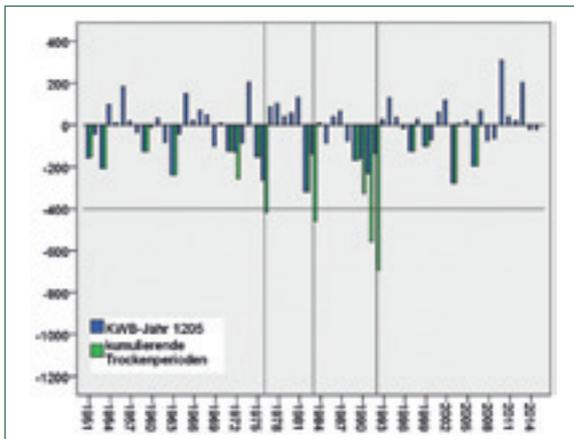
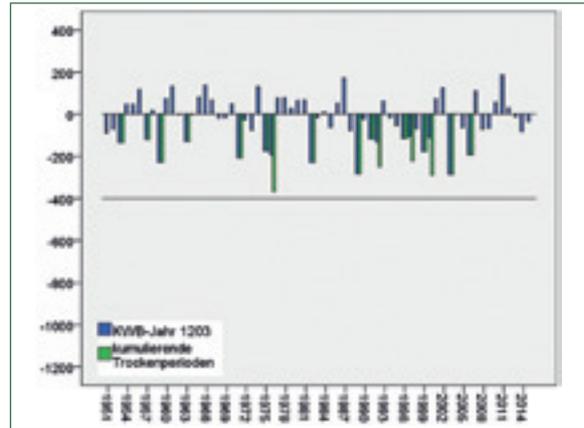
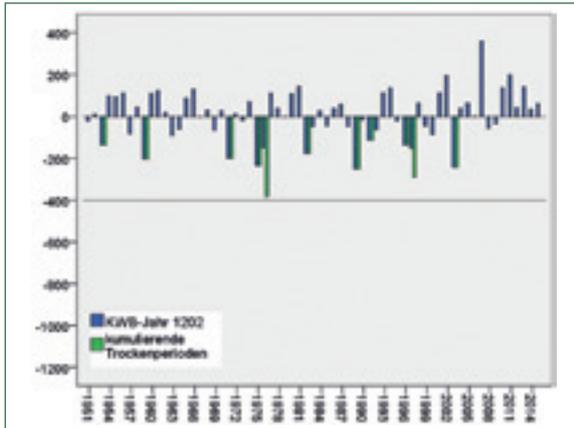
richtig, falls es wirklich um sogenannte Jahrhundertereignisse geht. Mit steigenden Trends werden natürlich auch frühere Extrema relativiert und treten häufiger auf bzw. können durch neue ersetzt werden (JENTSCH UND BEIERKUHLEIN 2008, JENTSCH et al. 2007).

Für die 8 Waldklimastationen wurden die KWBs von 1951 bis 2015 berechnet und gutachtlich in drei Gruppen unterteilt (Abb. 16). Normale Jahre mit >-200 mm bis <150 mm beinhalten 67 % aller 520 Bilanzjahre (65 Jahre und 8 Standorte = 520). Feuchte Jahre mit KWB >150 mm treten 61 mal auf (12 %) und trockene Jahre mit KWB <-200 mm werden 109 mal ausgewiesen. Die Standorte sind von feucht zu trocken von oben nach unten sortiert. Während an der Station 1202 (Beerenbusch) feuchte Jahre gegenüber trockenen Jahren überwiegen und sogar mehrfach in Folge auftreten, dominieren an der Station 1204 (Weitzgrund) klar Trockenjahre. Mit Zunahme der Häufigkeit von Trockenjahren werden auch mehrere Trockenjahre in Folge häufiger. Ein wichtiger Schluss aus dieser Analyse wäre das vermehrte Studium der Waldzustandsentwicklung differenzierter Baumarten an diesen bereits heute einem stärkeren Trocken-



◀ Abb. 16: Klimatische Wasserbilanz nach Jahren (1951 – 2015) für 8 Waldklimastationen in Brandenburg und Berlin; trockene und feuchte Jahre sind farblich hervorgehoben, die Tabelle listet die Anzahl der Extrema auf.

Abb. 17: Klimatische Wasserbilanzen der Jahre 1951 – 2015, sowie kumulative negative Bilanzen ab -100 mm an den Level II Standorten Brandenburg und Berlin. ▶



stress ausgesetzten Standorten (vergleiche Beitrag Regionalisierung).

Die Folge von Jahren mit Trockenstress hat in mehrerer Hinsicht negative Effekte auf den Wasserhaushalt der Wälder. Zum einen werden durch Wassermangel die Photosynthese eingeschränkt und damit die Kohlenhydratspeicher für Respiration und Biomasseproduktion reduziert, was in Folge zu reduzierter Vitalität und verstärkter Mortalität führen kann. Zusätzlich wird der Bodenwasserspeicher in der Winterperiode nicht vollständig aufgefüllt und damit steht in der Folgesaison weniger Wasser für die Transpiration zur Verfügung. Verstärkt wird diese Situation an den Standorten, die durch einen Grundwasserspiegel in Wurzelnähe bzw. durch kapillaren Aufstieg von Grundwasser zehren können. Durch kumulierende Wasserdefizite ist hier mit einem Absinken des Grundwasserflurabstandes zu rechnen. Die Darstellung der kumulierten negativen klimatischen Wasserbilanzen über 100 mm verdeutlicht die große Differenziertheit der bestehenden klimatischen Trockenstressrisiken bereits im relativ überschaubar kleinen Raum Brandenburg/Berlin. Während in Beerenbusch und Kienhorst nur moderate kumulierende Effekte zu verzeichnen waren, treten selbst in Natteheide (Klimastufe f) starke kumulative Effekte von 1990 – 1992 auf und an den Klimastationen 1206, 1208 und 1204 sind kumulative Trockenjahre nahezu die Regel. Überraschend ist die relativ entspannte Situation an der Station Berlin Grunewald, die hinsichtlich der Wärmebelastung deutlich über das Niveau der anderen Waldklimastationen (mit Ausnahme Weitzgrund) hinausgeht.

4.4 Waldbrandgefährdung

Vom Zentrum für Agrarmeteorologische Forschung Braunschweig (ZAMF) des DWD wurden anhand der meteorologischen Daten von sieben DWD-Stationen Tageswerte des Canadian Forest Weather Index (FWI) für den Zeitraum 1. März bis 31. Oktober der Jahre 1961 bis 2013 bereitgestellt. Bewertet wird die Häufigkeit von Tagen mit hoher und sehr hoher Intensität

der notwendigen Brandbekämpfung bei erfolgter Zündung. Die FWI wurden zu einem mittleren Anteil der FWI-Stufen 4 und 5 auf Jahresebene aggregiert und eine Zeitreihe des zurückgreifenden 20jährigen Mittels dargestellt (Abb. 18).

Der Anteil der Tage mit FWI-Stufen 4 und 5 stieg im 20jährigen Mittel von 11,7 % (1961 – 80) auf 17,1 % in der Periode 1994 – 13, das sind jährlich 0,17 %. Die Stationen zeigen mit Ausnahme der an der NW-Grenze Brandenburgs in Mecklenburg gelegenen Station Marnitz mit konstanten etwa 10 % FWI-Stufen >3 einen einheitlichen Trend steigender Waldbrandgefährdung. Die Prävention von Zündungen, die Waldbrandüberwachung und die Erhaltung der Einsatzbereitschaft und Schlagkraft von Bekämpfungskräften und -mitteln sind entsprechend auf hohem Niveau zu halten. Daneben gewinnt der Umbau besonders brandgefährdeter strukturarmer Kiefernmonokulturen auch aus diesem Grund eine hohe Priorität.

4.5 Sturmrisiko

Durch umliegende Waldbestände wird die Windgeschwindigkeit an den Waldklimastationen vermindert. Deshalb und wegen der für Extremereignisse notwendigen längeren Zeitreihe wurde für den Indikator Sturmrisiko auf Daten von DWD-Stationen zurückgegriffen, für die seit 1972 ohne größere Ausfälle Spitzengeschwindigkeiten vorliegen. Es wurde das tägliche Maximum der Windgeschwindigkeit der Stationen Potsdam, Lindenberg, Angermünde, Marnitz, Neuruppin und Cottbus auf Überschreitung der Grenze von Sturm (20,8 m/s) bzw. Orkan (32,7 m/s) geprüft und anschließend zur Zahl der Tage des Jahres mit Sturm bzw. Orkan aggregiert. Die relativ kurze Zeitreihe wurde über ein zurückgreifendes gleitendes 10jähriges Mittel geglättet. Als Vergleichswert dient der Mittelwert der Tage mit Sturm über die gesamte Zeitreihe.

Die Zeitreihe weist im Mittel 21 Sturmtage im Jahr aus (Abb. 19). Die Spannweite reicht von 1 (2014) bis

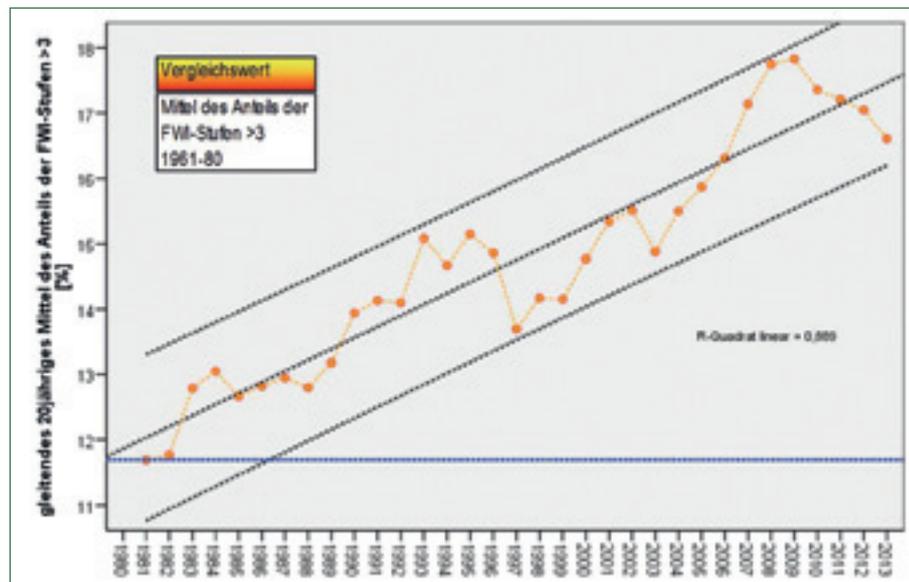


Abb. 18: Gleitendes 20jähriges Mittel des Anteil der Tage mit Waldbrand-Gefährdungsstufen 4 und 5 des Canadian Fire Weather Index (FWI). Mittelwerte der DWD-Stationen Marnitz, Angermünde, Potsdam, Dahlem, Lindenberg, Cottbus und Doberlug.

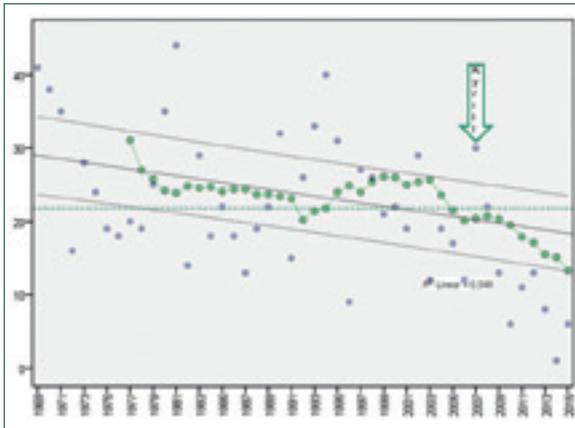


Abb. 19: Summe der Tage eines Jahres mit Spitzenwindgeschwindigkeiten >20,8 m/s (Sturm) an mindestens einer der DWD Stationen Potsdam, Lindenberg, Angermünde, Marnitz, Neuruppin, Cottbus (hellblaue Markierungen). Grüne Punkte markieren den Verlauf des gleitenden 10jährigen Mittels. Die grün gepunktet Linie markiert den Mittelwert der Zeitreihe, die lineare Ausgleichsfunktion beschreibt den Trend des zehnjährigen Mittels mit 95%-Vertrauensbereich.

44 (1981) Tage. Im Gegensatz zur Erwartung steigt die Zahl der Tage mit Windspitzen auf Sturmniveau im Beobachtungszeitraum nicht an. Im zehnjährigen Mittel sinkt ihre Häufigkeit von 25 (1972 – 1981) auf aktuell 12 Tage. Der Rückgang ist nach linearer Regression hoch signifikant. An den Level II-Standorten fallen die Jahre 1997, 2002 und 2007 als Extreme auf, die sich mit Sturmtiefs decken, die in Brandenburg zu Windbruchschäden führten. Die Verteilung ergibt ein ähnliches Bild wie an den DWD-Stationen, mit allerdings deutlich reduzierter Häufung. Damit ist das Sturmrisiko für die langlebigen Forstökosysteme nicht aufgehoben. Eine Verstärkung des Risikos können die Messdaten des DWD wie auch die kürzere Zeitreihe der forstmeteorologischen Stationen seit 1996 allerdings bisher ausschließen. Seit

2008 bzw. 2009 sind Orkanwindstärken bzw. Stürme in Brandenburg nahezu ausgeblieben. Dieses Phänomen ist in der bisherigen Zeitreihe ungewöhnlich. Aufgrund der Seltenheit der Ereignisse kann aber auch kurzfristig eine Änderung der Risikobewertung notwendig werden.

4.6 Lufttemperatur-Extreme

Eine Analyse der Extremwerte der Tagesmittel Lufttemperatur ergab an den Waldklimastationen hinsichtlich ihrer Intensität seit 1951 keine klaren Signale.

Auffallend geht die Intensität starker Fröste bisher nicht zurück und lange Hitzeperioden erreichten mit dem Temperaturanstieg im 30-jährigen Mittel keine neuen Rekorde. Seit 1996 steigt die Häufigkeit von Stundenmitteln der Lufttemperatur >30 °C an den Waldklimastationen aber tendenziell an. Die Häufigkeit starker Fröste (Stundenmittel der Lufttemperatur <-15 °C) blieb dagegen ohne Änderungstendenz. Während bei den Lufttemperaturen die maximalen Tagesmittel von 1951 bis 2014 relativ einheitlich bei 30 °C bleiben und keine Ausreißer aufweisen, sind die Minima durch große Fluktuationen gekennzeichnet. Die Minima treten auch bei steigenden Mitteltemperaturen sowohl in der Froststrenge als auch in der zeitlichen Häufung ohne klare Tendenz auf. Die Zahl von Extremwertüberschreitungen zeigt aber für Hitze in den Jahren seit 2006 eine gewisse Häufung. Aus der kurzen Zeitreihe der Stunden-Extrema an den Waldklimastationen ist noch kein Trend ableitbar. Die Hitzebelastung ist aber räumlich differenziert (Abb. 20). An der in Abb. 21 beispielhaft für die Waldklimastation Kienhorst dargestellten Zahl der Stunden eines Jahres mit Extremwertüberschreitungen ergibt sich für Hitzestunden eine Tendenz zu steigender Andauer von Temperaturen über 30 °C, während die Andauer von Temperaturminima ohne Trend bleibt.

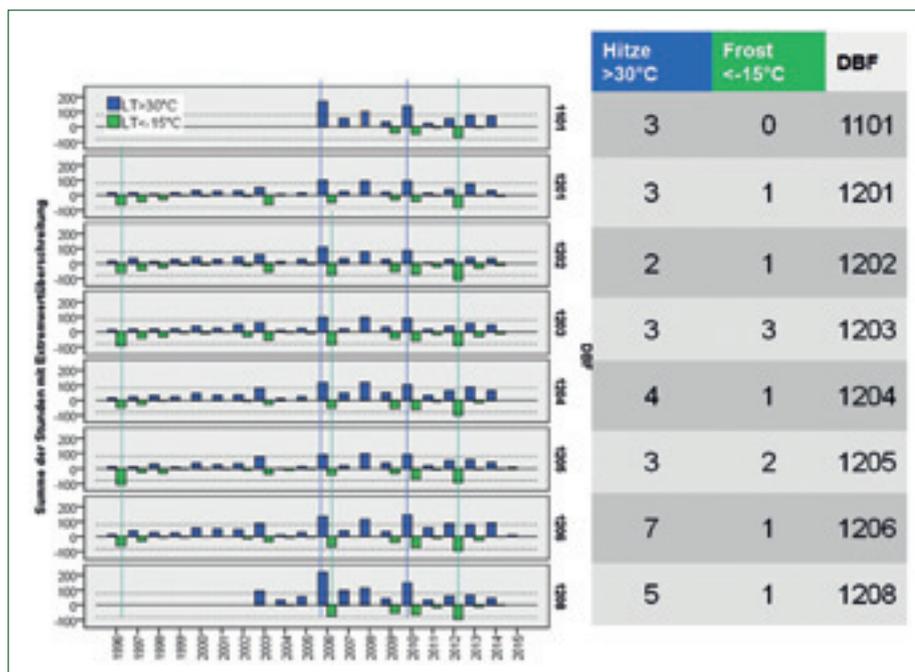


Abb. 20: Summe der Stunden mit Extremwertüberschreitung der Lufttemperatur >30 °C bzw. <-15 °C an den Waldklimastationen. Die Tabelle rechts summiert die Anzahl der Jahre mit mehr als 80 h Extremwertüberschreitung über 30 °C bzw. unter -15 °C.

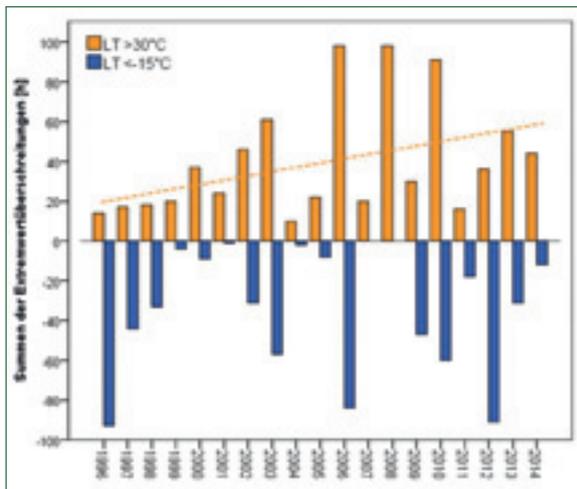


Abb. 21: Anzahl der Stunden mit Extremwertüberschreitung der Lufttemperatur von >30 °C bzw. <-15 °C an der Waldklimastation Kienhorst (1203), linearer Trend der positiven Extremwertüberschreitungen ($p = 0,1$).

4.7 Niederschlags-Intensität

In Tabelle 4 werden die Tagessummen der Niederschlagshöhen aller Waldklimastationen für jeweils 30jährige Perioden für die Perzentile 90, 99 und 99,9 sowie das Maximum angegeben. Während das Maximum eines Tagesniederschlages seit 1978 mit 153,6 mm nicht wieder erreicht wurde, weisen die anderen Quantile übereinstimmend ein steigende Tagessumme maximaler Niederschläge aus. Die Zunahme konzentriert sich auf die Periode seit 1981 – 2010.

Generell lässt sich in der Beobachtungsperiode seit 1951 eine Tendenz zur Abnahme von Tagen mit geringen Niederschlägen (>0 bis 1 mm) sowie eine Zunahme von Tagen mit Niederschlägen >10 mm feststellen. Im Beispiel von Beerenbusch (1202) nahmen die Niederschlagstage >0 – 1 mm in der Zeitreihe um 33 Tage ab. Die Tage mit Starkniederschlägen stiegen um 8 Tage an (Abb. 22).

5 Fazit

Das Klima war nie konstant, ändert sich aktuell aber sowohl im globalen wie auch im regionalen Maßstab vergleichsweise schnell. Für den Wald bzw. die Waldwirtschaft ergeben sich aus der Tendenz der Klimaentwicklung Risiken und Potenziale, die Anpassungen erfordern um die Leistungen der Wälder auch unter veränderten Klimabedingungen nutzen zu können.

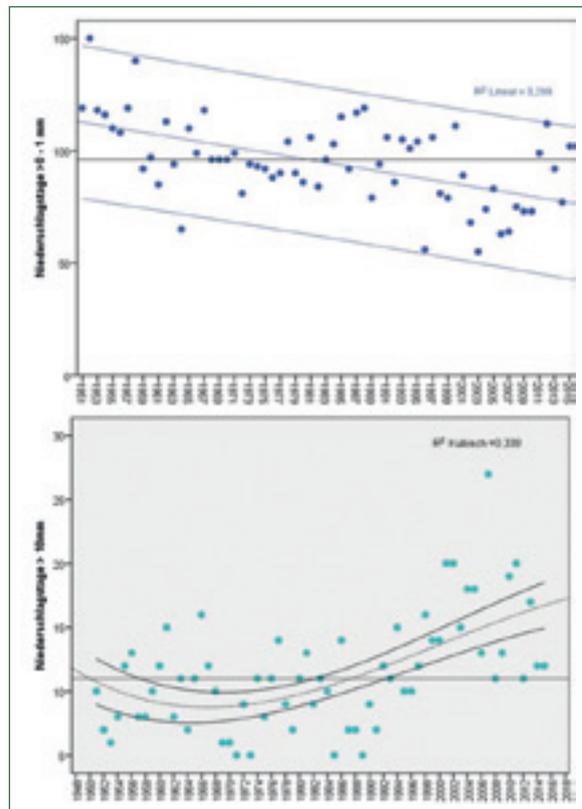


Abb. 22: Anzahl der Tage mit Niederschlägen >0 bis 1 mm (oben) und >10 mm an der Waldklimastation Beerenbusch in den Jahren 1951 – 2015.

Vergleicht man die abiotischen Risikofaktoren hinsichtlich ihres Risikowertes (als Produkt des erwarteten Schadensausmaßes und der Eintrittswahrscheinlichkeit), so muss das besondere Augenmerk der bereits heute hohen und weiterhin steigenden Waldbrandgefährdung gelten. Daneben bleibt auch das Sturmrisiko bestehen, wenn auch aktuell kein Anstieg der Häufung von Sturm- bzw. Orkanwindstärken erkennbar ist.

Der Niederschlag stieg gegenüber der Vergleichsperiode 1951 – 1980 um knapp 50 mm (9 %), vor allem in der Vegetationsruhe. Das lässt eine verbesserte Auffüllung der Bodenwasserspeicher und vermehrte Grundwasserneubildung in der Vegetationsruhe erwarten. Mit höheren Temperaturen in der Vegetationsperiode steigen die Verdunstungsansprüche der Atmosphäre bei gleichbleibenden Sommerniederschlägen. Das wird häufiger und intensiver zu Trockenstress der Waldbäume führen. Deshalb sind Möglichkeiten zur Erhaltung und Steigerung der nutzbaren Wasserspei-

Tab. 4: Perzentile der Tages-Niederschlagshöhe [mm] aller Waldklimastationen nach 30jährigen Perioden.

Perzentil	Periode				
	1951 – 1980	1961 – 1990	1971 – 2000	1981 – 2010	1986 – 2015
90	4,7	4,7	4,6	5,0	5,2
99	15,4	15,0	15,0	16,7	17,4
99,9	32,8	31,7	32,7	34,7	37,9
Maximum	153,6	153,6	153,6	67,6	67,6

cherkapazität der Waldstandorte ebenso zu nutzen wie Möglichkeiten der Waldlandschaften zur Aufnahme von Wasser aus zunehmenden Starkniederschlägen. Gegenüber dem Vergleichszeitraum stieg das Vegetationszeit-Mittel der Lufttemperatur im 30jährigen Mittel um 0,5 Grad. Der Vegetationsbeginn ist durch ein milderes Frühjahr etwa eine Woche verfrüht. Die Gefährdungen durch Winterfröste sowie Spätfröste weist dagegen keine gerichtete Entwicklung für die entsprechenden ökologischen Merkmale des Wärmehaushaltes auf.

Mit der weiteren Erwärmung steigt die landeskulturelle Bedeutung der Wälder hinsichtlich ihrer ausgleichenden Wirkung bei Hitzewellen durch Reflexion (Albedo) und Wandlung der Einstrahlung in latente Wärme. Dabei leisten anisohydrische Baumarten wie die Eiche mehr als die Kiefer.

Die Analyse der Zeitreihen von Klimaparametern weist neben Trends auch wiederholt auf längerfristige Rhythmen, die vor allem mit der ozeanischen Zirkulation in Zusammenhang stehen. Damit besteht neben dem wohl gesicherten Trend der globalen Erwärmung vor allem hinsichtlich der regionalen Niederschläge eine größere Unsicherheit.

Weil die Unsicherheiten der Klimaprognose auch künftig nicht wesentlich reduziert werden können, hat das Monitoring von Klimaänderungs-Signalen neben den Modellen und Szenarien der Klimaentwicklung eine bleibende Bedeutung. Mit den Waldklimastationen im Kontext des forstlichen Umweltmonitorings nach Bundeswaldgesetz leistet die Landesforstverwaltung Brandenburg ihren Beitrag.

6 Literatur

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. (1998): Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Rome, Italy, 300 pp.
- BLÜTHGEN, J.; WEISCHELT, W. (1980): Allgemeine Klimageographie. De Gruyter Verlag (3., Aufl.). Berlin.
- BMEL 2016: Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland; Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring, Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Umsetzung der Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring, 43 S.
- DWD 2012: Globalstrahlung Die Energie der Sonne. Broschüre DWD Eigenverlag 20 S. http://www.pci.tu-bs.de/agbauerecker/VorlesungSolarthermieUndWaermepumpen2014/BroschuereDWD_Globalstrahlung-DieEnergieDerSonne_DINA5_052012_grossePDF.pdf
- DWD 2016: Internetquelle Zeitreihen und Trends (23.08.2016) <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihenuntrends/zeitreihenuntrends.html#>
- HENDEL, M.; LIEDTKE, H. (Hrsg.) (1997): Lehrbuch der allgemeinen physischen Geographie. Perthes Verlag (3. Aufl.). Gotha.
- IPCC 2013: IPCC Factsheet: What is the IPCC? http://ipcc.ch/news_and_events/docs/factsheets/FS_what_ipcc.pdf
- IPCC 2014: Summary for Policymakers. In: IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp., ISBN 978-92-9169-143-2
- JENTSCH, A.; KREYLING, J.; BEIERKUHNEIN, C. (2007): A new generation of climate change experiments: events, not trends. *Front. Ecol. Environ.*; 5(6): 315-324
- JENTSCH, A.; BEIERKUHNEIN, C. (2008): Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience* 340: 621-628
- KALLWEIT, R. (verantw. Autor) 2014: Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 57.
- LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; GUTSCH, M.; REYER, C.; HAUF, Y.; MURAWSKI, A.; PILZ, T. (2015). Forests under climate change: potential risks and opportunities. *Meteorologische Zeitschrift*, DOI: 10.1127/metz/2014/0526,24(2), 157-171
- LINDNER, M.; FITZGERALD, J. B.; ZIMMERMANN, N. E.; REYER, C.; DELZON, S.; MAATEN, E. VAN DER; SCHELHAAS, M.-J.; LASCH, P.; EGGERS, J.; MAATEN-THEUNISSEN, M. VAN DER; SUCKOW, F.; PSOMAS, A.; POULTER, B.; HANEWINKEL, M. (2014): Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146: 69-83.
- MARTONNE, E. DE (1926): Une nouvelle fonction climatologique: l'indice d'aridité. *La Météorologie* 2: 449-458.
- PFÜTZNER, B. (ed.) (2002): Description of ArcEGMO. Official homepage of the modelling system ArcEGMO, <http://www.arcegmo.de>.
- PG-Net. Das Lernportal zur Einführung in die Physische Geographie, Freie Universität Berlin Institut für Geographische Wissenschaften, Physische Geographie <http://www.geo.fu-berlin.de/v/pg-net/index.html>
- RAHMSTORF, S.; SCHELLNHUBER, H. J. (2012): Der Klimawandel – Diagnose, Prognose, Therapie. 7. Auflage. C.H. Beck, München
- RAPP, J., (2001): Regionale Klimatrends in Deutschland im 20. Jahrhundert, DWD Klimastatusbericht 2001, 176-184

RASPE, S.; BEUKER, E.; PREUHLER, T.; BASTRUP-BIRK, A. (2010): Meteorological Measurements. Manual Part IX, 35 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. [<http://www.icpforests.org/Manual.htm>]

RIEK, W.; KALLWEIT, R.; RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. – Abgrenzung von Risikogebieten und Schlussfolgerungen für ein Klima-Monitoring.

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. H. 13. 17–32. URL: http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-13-5.pdf.

VAN WAGNER, C.E. (1987): Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, Ottawa, Forestry Technical Report 35.

WITTICH, K.-P.; LÖPMEIER, F.-J.; LEX, P. (2011): Waldbrände und Klimawandel in Deutschland – Maßnahmengvielfalt ist die beste Vorbeugung. AFZ – Der Wald, 66 (18), 22-25.

Wasserhaushalt von Standorten des Level II-Programms in Brandenburg

ALEXANDER RUSS², WINFRIED RIEK^{1,2}, REINHARD KALLWEIT¹, PETER EINERT¹, HUBERT JOCHHEIM³, DIETMAR LÜTTSCHWAGER³, JENS HANNEMANN¹, FRANK BECKER¹

¹Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

²Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

³Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.

1 Einleitung

Zum Wasserhaushalt brandenburgischer Level II-Standorte liegt bereits eine Vielzahl an Arbeiten vor (z. B. MÜLLER 2001; WEGEHENKEL und JOCHHEIM 2003; RIEK et al. 2006; JOCHHEIM et al. 2007). Auch der vorliegende Betrag beschäftigt sich, unter Berücksichtigung des zwischenzeitlich erweiterten Messwert- und Standortsspektrums exemplarisch mit der Abschätzung von Wasserhaushaltskennwerten für Standorte des Level II-Programms in Brandenburg. Ergänzend werden Auswirkungen von Wassermangel auf die Durchmesserentwicklung der Bestockung innerhalb der Vegetationsperiode betrachtet. Mit dem Ziel, Effekte unterschiedlicher Vegetationsdecken und Bodeneigenschaften herauszuarbeiten, wurden für die Auswertungen die Flächen 1202, 1203, 1207 und 1208 aus dem brandenburgischen Level-II-Kollektiv herausgegriffen.

2 Methoden

Im Folgenden werden die ausgewählten Standorte sowie die Herkunft der berücksichtigten Messwerte zum Wasserhaushalt schlaglichtartig dargestellt, soweit dies für die Interpretationen der Auswertungen erforderlich schien. Einen schematischen Überblick über die an den Standorten installierten Messgeräte gibt Abbildung 1. Weiterführende Beschreibungen zu den einzelnen Standorten, und technische Spezifikationen der eingesetzten Messverfahren finden sich bei RIEK und STROHBACH (2001) und STROHBACH und KONOPATZKI (2001) sowie bei JOCHHEIM et al. (2007) für die Level II-Fläche 1207. Aktuelle Informationen zu den Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Brandenburg können zudem der Internetseite <http://www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de/> entnommen werden.

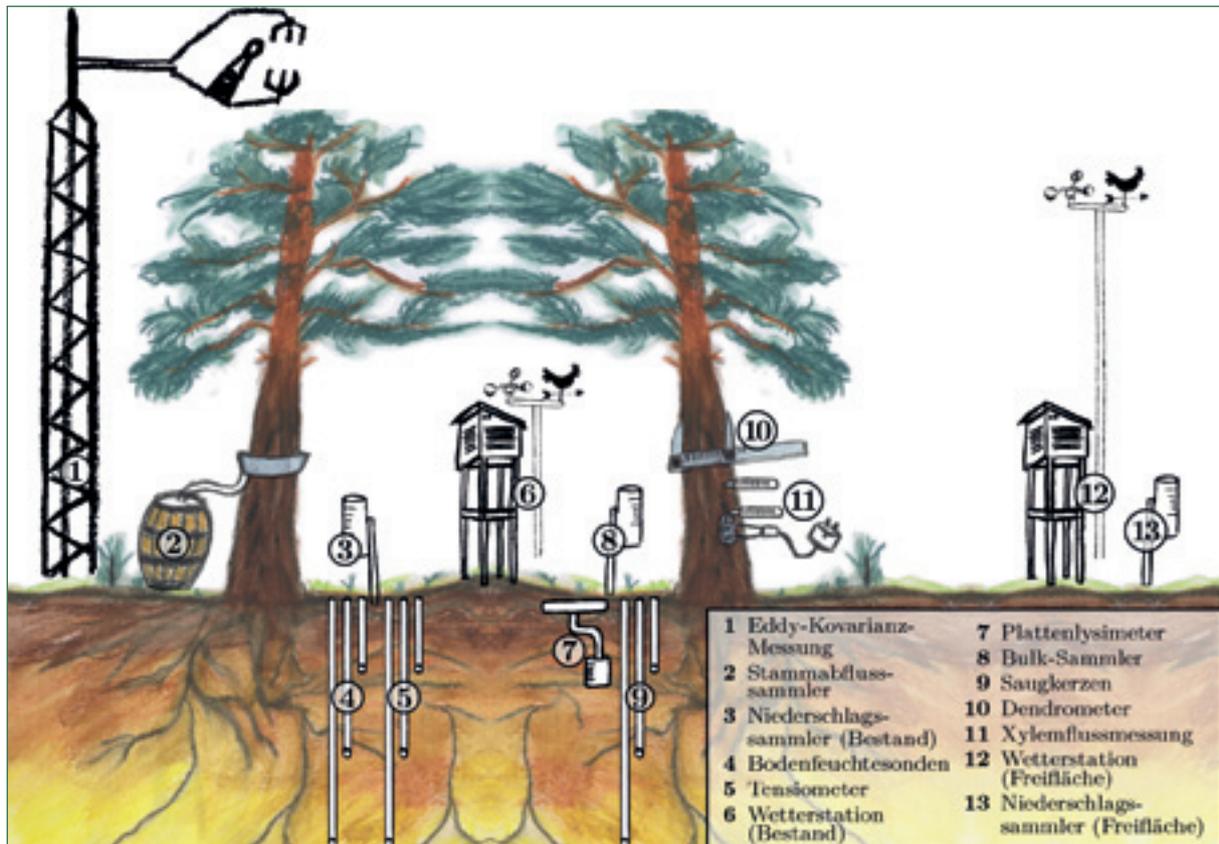


Abb. 1: Instrumentierung zur Beobachtung von Kennwerten des Wasserhaushalts auf Level II-Flächen (schematisch, vgl. Text).

2.1 Standorte

Die beiden mit Kiefern bestockten Flächen 1202 und 1203 unterscheiden sich vorrangig im Bodenwasserspeicher sowie den dominierenden Arten der Bodenvegetation. So ist der Bodenwasserspeicher der Fläche 1202 aufgrund von lehmigen Sanden im Untergrund im Vergleich zu der von reinsandigen Substraten dominierten Fläche 1203 deutlich höher ausgeprägt. Während die Bodenvegetationsdecke der Fläche 1202 von Sträuchern dominiert wird, nehmen im zeitlichen Verlauf an der Fläche 1203 Gräser größere Anteile an der Bodenvegetation ein. In dem auf schluffigen Sanden über Lehmen stockenden Eichenbestand der Fläche 1208 ist lediglich eine spärliche, aus hydrologischer Sicht zu vernachlässigende Bodenvegetation ausgeprägt. Ebenso verhält es sich im Buchenbestand der Fläche 1207, welcher auf einer Braunerde mit grob- bis mittelsandiger Textur stockt.

2.2 Messsysteme und Methoden

2.2.1 Meteorologische Kennwerte

An allen vier Standorten werden meteorologische Messungen zu den Kennwerten Luftfeuchte, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Niederschlag und Globalstrahlung unterhalb des Kronendaches durchgeführt. Die gleichen Kennwerte liegen auch von Freiflächen im näheren Umfeld der Bestände vor. Im Buchenbestand der Fläche 1207 werden zudem die an den Baumstämmen abfließenden Niederschlagsmengen mittels Stammabflusssammlern erfasst. Vereinzelt liegen in den Beständen auch in Plattenlysimetern erfasste Sickerwassermengen/Infiltrationsvolumen unterhalb der Humusaufgabe vor.

2.2.2 Abschätzung der realen Verdunstungsrate

Zu den entsprechend CLARKE et al. (2010) erfassten Konzentrationen von Chlorid im Bestandesniederschlag liegen an allen Flächen 14-tägige bis monatliche Messungen vor. Zudem wurde entsprechend den in NIEMINEN (2011) beschriebenen Methoden Bodenlösung mittels Saugkerzen gewonnen und die Konzentration von Chlorid bestimmt. Anhand der Chloridkonzentrationen und erfassten Niederschlagsmengen im Bestandesniederschlag wurden Sickerwasserraten für hydrologische Jahre¹ mittels „Chlorid-Bilanz“ (VACHER und AYERS 1980; HÖRMANN et al. 2003) abgeschätzt.

An den beiden Flächen 1202 und 1207 liegen für ausgewählte Vegetationsperioden Messungen des Xylemflusses nach der Granier-Methode (GRANIER 1985) vor (LÜTTSCHWAGER 2001; LÜTTSCHWAGER und REMUS 2007). Für das Jahr 2010 konnten an der Fläche 1203 zur Abschätzung der Evapotranspiration auch Messungen mittels Eddy-Kovarianz-Methode (z. B. MONTGOMERY 1948; SWINBANK 1951; BALDOCCHI und RYU 2011) herangezogen werden.

¹ Beginn des hydrologischen Jahres am 1. November des vorausgegangenen Kalenderjahres. Bsp: 1. November 2006...31. Oktober 2007 $\hat{=}$ hydrologisches Jahr 2007

2.2.3 Bodenfeuchtemessungen

Mit Ausnahme der Fläche 1208 wurden an allen Flächen zumindest zeitweise die Bodenwasserpotentiale mittels Tensiometern (z. B. RICHARDS 1928; RICHARDS und GARDNER 1936; RICHARDS 1942) erfasst. An allen Flächen liegen langjährige Messreihen zu volumetrischen Bodenwassergehalten vor, welche teilweise mittels Zeitbereichsreflektometrie (*time domain reflectometry*) (TDR) TOPP et al. 1980) sowie Frequenzbereichsreflektometrie (*frequency domain reflectometry*) (FDR) GASKIN und MILLER 1996) abgeschätzt wurden.

2.2.4 Bodenhydraulische Eigenschaften

An allen vier Standorten wurden horizontweise Messungen zur Wasserretentionsfunktion² im Labor anhand von ungestörten Stechzylinder-Proben entsprechend DIN ISO 11274:2001-01 bestimmt. Der Wassergehalt bei Sättigung wurde aus der Trockenrohddichte (Messung entsprechend DIN ISO 11272:2001-01) sowie der Kornrohddichte (DIN ISO 11508:2002-05) abgeleitet. Für tiefe Bodenschichten, für welche keine Labormessungen zu hydraulischen Eigenschaften vorlagen, wurde zur Abschätzung der Wasserretentionsfunktion vereinzelt auch auf die Feldmessungen zu Bodenwasserpotentialen und Wassergehalten zurückgegriffen. Als Modell zur Beschreibung der Wasserretentionsfunktion wurde der auch im Wasserhaushaltsmodell SWAP 3.2.36 eingesetzte Ansatz nach VAN GENUCHTEN (1980) mittels RETC 6.02 (VAN GENUCHTEN et al. 1991) parametrisiert.

Entsprechend dem von KOOL und PARKER (1987) auf das Retentionsmodell von VAN GENUCHTEN (1980) übertragenen Ansatz zur Berücksichtigung von Hysteresiseffekten nach SCOTT et al. (1983) wurde die Retentionskurve für Aufsättigung aus den vorliegenden Werten für Austrocknung allein durch Variation des Formparameters α abgeschätzt. Dabei wurde analog zu den Beobachtungen von ŠIMŮNEK et al. (1999) der Parameter α für den Kurvenverlauf bei Aufsättigung mit dem 1,5-fachen Wert des Parameters der Austrocknungskurve angenommen.

Zur hydraulischen Leitfähigkeit liegen bisher keine Messwerte vor, sodass diese zunächst ausschließlich mittels der Pedotransferfunktion Rosetta-C2 SCHAAP et al. (2001) geschätzt wurden. Zudem erfolgte eine Validierung der so geschätzten Mualem-Parameter (MUALEM 1976) anhand vorliegender Tensiometer-Messungen im Winterhalbjahr.

2.2.5 Eigenschaften der Vegetationsdecke

Zum Blattflächenindex (LAI, *leaf area index*) des Baumbestandes liegen an allen Flächen für mehrere Jahre indirekte Abschätzungen anhand der Transmission des diffusen Lichts mittels „Li-Cor LAI-2000“ (z. B. GOWER und NORMAN 1991; ENDE 2001) vor. Zwi-

² Beschreibung des funktionalen Zusammenhangs zwischen Wassertension und Wassergehalt

schen den für die Vegetationsperiode sowie Vegetationsruhe ermittelten LAI-Werten wurde in der Zeit des Austriebs im Frühjahr sowie der Blattverfärbung im Herbst jeweils linear interpoliert. Zur Abschätzung der phänologischen Entwicklung wurde auf die etablierten Modelle nach MENZEL (1997) und v. WILPERT (1990) zurückgegriffen. Zum Ende der Vegetationsperiode wurde zwischen den phänologischen Stadien Verfärbung (Einstellen der Transpiration) und dem später einsetzenden Laub-/Nadelfall (Veränderung des Interzeptionsspeichers) differenziert. Werte zur stomatären Leitfähigkeit und Albedo von Eichen, Buchen und Kiefern wurden aus BREUER et al. (2003) übernommen.

Zur Bodenvegetation liegen für viele Jahre Aufnahmen zur Artenzusammensetzung und Sprosslänge vor (LESSNER und BECKER 2001), welche zur Abschätzung der Verdunstungsraten der Bodenvegetationsdecken genutzt wurden. Artspezifische stomatäre Leitfähigkeiten und Albedo-Werte wurden analog zur Baumschicht BREUER et al. (2003) entnommen und differenziert nach den jeweiligen Deckungsgraden von Gräsern, Zwergsträuchern und Naturverjüngung gemittelt.

Zur vertikalen Verteilung der Feinwurzeln liegen Ergebnisse von detaillierten Wurzelzählungen in 4 m langen Wurzelgräben vor (RIEK und STROHBACH 2001; LACHMANN 2002). Für die Verwendung im Wasserhaushaltsmodell wurden die vorliegenden Ergebnisse der Wurzelzählungen durch Anpassen von Tiefenfunktionen nach GALE und GRIGAL (1987) geglättet und interpoliert.

2.3 Modellierung des Wasserhaushalts

Die Modellierung des Wasserhaushalts erfolgte auf Tagesbasis mit SWAP 3.2.36 (VAN DAM 2000; KROES et al. 2009). Im eindimensionalen Wasserhaushaltsmodell SWAP wird die Wasserbewegung anhand der Richards-Gleichung abgebildet RICHARDS (1931).

Die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration erfolgte anhand der Penman-Montheith-Gleichung (MONTEITH 1965; ALLEN et al. 1998). Auf den beiden Flächen mit üppigen Bodenvegetationsdecken 1202 und 1203 wurden die potentiellen Verdunstungsraten getrennt für die Baumschicht anhand der auf den Freiflächen erfassten Meteorologie sowie die Bodenvegetation auf Grundlage der meteorologischen Messungen im Bestand berechnet. Die Abschätzung der Evaporation erfolgte in diesen Fällen ausschließlich auf Grundlage der meteorologischen Messungen im Bestand. Die reale Evaporation wurde in SWAP als Minimum aus potentieller Evaporation, maximalem Darcy-Fluss sowie der empirischen Funktion nach BLACK et al. (1969) ermittelt. Während BLACK et al. (1969) für die Abschätzung des „Bequemlichkeits-Faktors“ ihrer Beziehung die Verwendung von Lysimeterdaten oder eine Abschätzung anhand der gewichteten mittleren Diffusivität beschreiben, wurde in Ermangelung entsprechender Messwerte zur Evaporation und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit einheitlich der von KROES et al. (2009) vorgeschlagene Standardwert $0,35 \text{ cm d}^{-0.5}$ verwendet.

Der Interzeptionsverlust der Baumschicht wurde entsprechend der überarbeiteten Version (GASH et al. 1995) des etablierten Modells nach GASH (1979) modelliert, welches weltweit zu den am häufigsten eingesetzten Interzeptionsmodellen zählt (MUZYLO et al. 2009). Die Bestimmung der Parameter erfolgte mittels Sequentieller Quadratischer Programmierung (SQP) (GILL et al. 2001) anhand der auf Tagesbasis erfassten Freilandniederschläge, Bestandesniederschläge und Stammabflussmengen. Für die Kiefernbestände, an denen keine Messungen zum Stammabfluss vorliegen, wurde der von GASH und MORTON (1978) für Kiefern ermittelte Stammabflusskoeffizient übernommen. Dabei wurden für jede Fläche zwei separate Anpassungen für die Vegetationszeit sowie die Zeit der Vegetationsruhe vorgenommen. Da mit den in den Beständen installierten Messsystemen nur flüssige Niederschläge sicher auf Tagesbasis erfasst werden konnten, wurden für die Bestimmung der Parameter ausschließlich Tage mit Temperaturen $> 2^\circ \text{C}$ ausgewählt. Um die physikalische Interpretierbarkeit der Interzeptionsmodelle zu erhalten, wurden für die Optimierung der Parameter mittels SQP zahlreiche Nebenbedingungen definiert. So wurde die Größe des Interzeptionsspeichers in Anlehnung an BREUER et al. (2003) auf den Bereich $0,1 \dots 6,0 \text{ mm}$ begrenzt, für den Kronenschirmgrad der physikalisch mögliche Bereich von $0 \dots 1$ vorgegeben und der Quotient aus Verdunstungsrate während eines Niederschlagsereignisses und der mittleren Niederschlagsintensität auf $0 \dots 1,5$ begrenzt. Des Weiteren wurde vorgegeben, dass die Verdunstungsrate während eines Niederschlagsereignisses in der Vegetationsruhe die entsprechende Rate innerhalb der Vegetationszeit nicht überschreitet und der Kronenschirmgrad während der Vegetationsperiode stets höhere Werte annimmt, als der für die Vegetationsruhe geschätzte Parameter.

Der Interzeptionsverlust der Bodenvegetationsdecken an den Kiefern-Flächen 1202 und 1203 wurde nach BRADEN (1985) abgeschätzt, wobei in Anlehnung an (BREUER et al. 2003) pauschal ein LAI der Bodenvegetation von 2,0 und 1,0 zur Zeit der Vegetationsperiode und Vegetationsruhe angenommen wurde.

Für die Steuerung der Wurzelwasseraufnahme wurden in SWAP die Trapezfunktionen nach FEDDES et al. (1978, 2001) gewählt, welche für Kiefern anhand der vorliegenden Xylemflussmessungen kalibriert wurden, während für Buchen und Eichen die von BITTNER et al. (2010) für Buchen ermittelten Werte übernommen wurden.

2.4 Einschätzung von Wassermangel und Reaktionen des Baumwachstums

Zur Abschätzung von Wassermangelsituationen wurde der etablierte Wassermangelindikator REW (relative extractable water, BRÉDA und GRANIER 1996), welcher den relativen Gehalt an pflanzenverfügbarem Wasser im Boden beschreibt, für verschiedene Bodentiefen berechnet. Das pflanzenverfügbare Bodenwasser wurde auf Grundlage der vorliegenden Labor-

pF-Kurven als Differenz der Bodenwassergehalte bei Bodenwasserpotentialen von -100 hPa und -1000 hPa bei Kiefern bzw. -100 hPa und -2400 hPa bei Buchen und Eichen berechnet. Die Festlegung der Schwellenwerte erfolgte dabei in Anlehnung an die Wasserspannung beim Feuchtigkeitsäquivalent (RENGER et al. 2009) sowie die baumartenspezifischen minimalen Bodenwasserpotentiale für die Wurzelwasseraufnahme der parametrisierten FEDDES-Funktionen (vgl. Kap. 3.3). Grundlage für die Berechnung von REW auf Tagesbasis bilden dann die mit SWAP modellierten Bodenfeuchten.

Ergänzend zu REW wurde der Quotient aus aktueller (Takt) und potentieller Transpiration (Tpot) berechnet (SHAW und LAING 1966), welcher bereits vielfach zur Abschätzung des Trockenstresses von Waldbeständen eingesetzt wurde (z. B. KLAP et al. 2000; SCHULTE-BISPING 2013). Grundlage für die Berechnung von Tageswerten bilden die mit SWAP modellierten Transpirationsraten der Baumschicht.

Zur aggregierten Beschreibung von Wassermangel innerhalb der Vegetationsperiode sowie dem Vergleich der vier betrachteten Standorte wurde die Anzahl an Tagen ermittelt, an denen die beiden Wassermangelindikatoren kritische Schwellenwerte unterschreiten. Für REW wurde der Schwellenwert 0,4 verwendet, ab dessen Unterschreitung nach BRÉDA und GRANIER (1996) Trockenstress auftritt und auch bei landwirtschaftlichen Kulturen mit Ernteeinbußen gerechnet werden muss (RENGER und STREBEL 1980). Für die relative Transpiration (Takt/Tpot) wurde eine kritische Wasserversorgung der Bestände beim Unterschreiten des Schwellenwertes 0,7 angenommen. So ist bei geringeren Quotienten in Waldbeständen mit einer deutlichen Reduktion des jährlichen Dickenwachstums zu rechnen (RIEK 1995; SCHWÄRZEL et al. 2009).

Physiologische Effekte der aktuellen Wasserverfügbarkeit wurden anhand der innerjährlichen Durchmesserentwicklung der Bestockung geprüft, welche an 1 bis 5 repräsentativen Stämmen je Fläche auf Stundenbasis aus Messung mittels elektronischer Dendrometer vorliegt. Dafür wurden aus den erfassten Durchmesserschwankungen entsprechend v. WILPERT (1990) zwei Indikatoren für Quellungs- und Schwindungszustände sowie die damit assoziierten Xylemwasserpotentiale und Xylemwasserreserven abgeleitet. So wurde ein Indikator zur Kennzeichnung der täglichen Durchmesserschwankung sowie ein Index zur mittelfristigen Schwankung des Durchmessers berechnet. Die Abtrennung des Zuwachses von den Durchmesser-schwankungen erfolgte durch das jährliche Anpassen von Gompertz-Funktionen (z. B. WINSOR 1932; WENK et al. 1990) mittels Levenberg-Marquardt-Algorithmus (MARQUARDT 1963) innerhalb der Vegetationsperiode auf Einzelbaumebene. Aus den verbleibenden Residuen dieser Anpassung lässt sich die tägliche Durchmesser-schwankung als Differenz von minimalem und maximalem Residuum eines Tages berechnen. Die mittelfristige Durchmesser-schwankung entspricht dem Mittelwert der Residuen eines Tages, welche abschließend entsprechend v. WILPERT (1990) durch die Bildung gleitender Mittelwerte innerhalb eines Zeitfenster von elf Tagen geglättet wurden. Auf jeder Fläche konnten die für einzelne Bäume berechneten Kennwerte in der Regel als flächenweise Mittelwerte zusammengefasst werden, da sich ein ausgeprägter Gleichlauf zwischen den einzelnen Beobachtungen zeigte.

3 Ergebnisse

3.1 Interzeptionsverlust

Die mittels SQP ermittelten Parameter der Interzeptionsmodelle nach GASH et al. (1995) für die Baum-

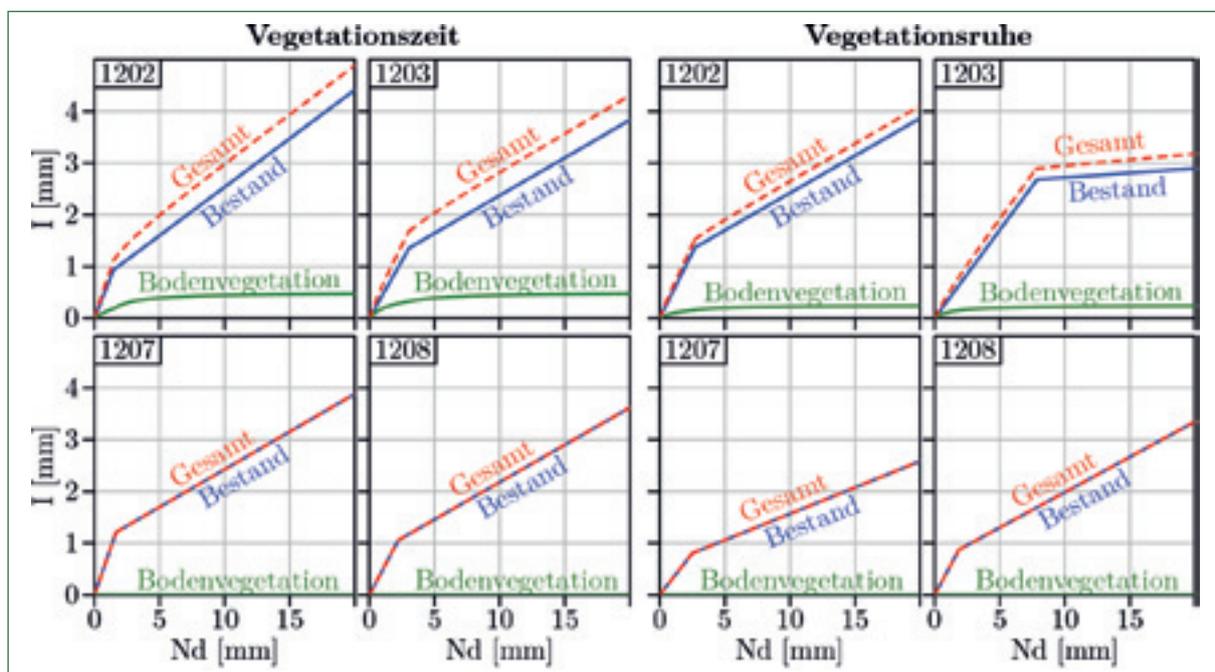


Abb. 2: Höhe des Interzeptionsverlustes I in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag Nd (vergleiche Text).

schicht sind in Abbildung 2 anhand der Höhe des Interzeptionsverlustes in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag veranschaulicht. Ergänzend sind jeweils die mit dem Interzeptionsmodell nach BRADEN (1985) abgeschätzten Interzeptionsverluste der Bodenvegetation sowie der resultierende gesamte Interzeptionsverlust dargestellt.

Der steilere Abschnitt der Funktion im Bereich kleinerer Niederschläge entspricht dabei dem Interzeptionsverlust bis zur vollständigen Auffüllung des Interzeptionsspeichers. Der Anstieg dieses Abschnitts entspricht somit exakt dem Kronenschirmgrad. Dagegen entspricht der sich anschließende flachere Funktionsabschnitt der Verdunstungsrate aus dem Interzeptionsspeicher während des Niederschlagsereignisses nach vollständiger Auffüllung des Interzeptionsspeichers.

Erwartungsgemäß und entsprechend der bei der Parameterermittlung aufgestellten Nebenbedingungen ergeben sich an allen vier Flächen sowohl vor, als auch nach Sättigung des Interzeptionsspeichers im Vergleich zur Vegetationszeit flachere Anstiege der Funktionen während der Vegetationsruhe. Allerdings wurden an den beiden Kiefernflächen 1202 und 1203 im Vergleich zur Vegetationsperiode für die Vegetationsruhe zum Teil deutlich höhere Interzeptionsspeicher ermittelt. An diesen Flächen ergeben sich bei „mittleren Niederschlagsereignissen“ während der Vegetationsruhe daher höhere Interzeptionsverluste, als dies in der Vegetationsperiode der Fall ist. Dagegen wurden für die beiden mit sommergrünen Laubbäumen bestockten Flächen 1207 und 1208 in der Vegetationsruhe geringere Volumen des Interzeptionsspeichers ermittelt, sodass die Höhe des Interzeptionsverlustes

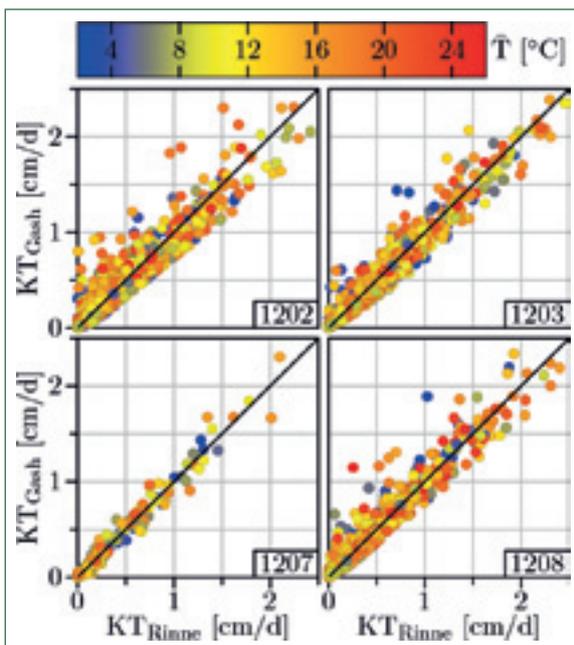


Abb. 3: Vergleich von modellierten Kronentraufen (KT_{Gash}) mit im Bestand gemessenen Niederschlagsmengen (KT_{Rinne}) sowie Effekte der mittleren täglichen Lufttemperatur (T) auf die beobachteten Abweichungen.

im unbelaubten Zustand stets kleiner ist als während der Vegetationsperiode.

In Abbildung 3 sind die mit den parametrisierten Interzeptionsmodellen modellierten Kronentraufen den im Bestand erfassten täglichen Niederschlagsmengen gegenübergestellt. Ergänzend wurde die mittlere tägliche Lufttemperatur dargestellt, um Verzerrungen durch den im Vergleich zu komplexeren Interzeptionsmodellen (z. B. RUTTER et al. 1971) nur statisch abgebildeten Verdunstungsanspruch der Atmosphäre zu prüfen.

Besonders auffällig ist die hervorstechend gute Abbildung der Kronentraufen durch das Interzeptionsmodell an der Buchenfläche 1207, während sich an den drei anderen Flächen teilweise deutlich höhere Abweichungen beobachten lassen. Besonders hohe Abweichungen zeigen sich nur bei Unterschätzung des Interzeptionsverlustes durch die Modelle, während vergleichbar hohe Unterschätzungen des Bestandesniederschlags nicht beobachtet werden können. Gerichtete Abweichungen in Abhängigkeit von der Lufttemperatur lassen sich kaum beobachten. Tendenziell deutet sich anhand einiger „Ausreißer“ an der Fläche 1202 die Unterschätzung bei hohen Temperaturen an. Die Einzelwerte mit hohen Abweichungen bei sehr niedrigen Temperaturen an den Flächen 1203 und 1208 lassen sich wahrscheinlich auf Probleme bei der Erfassung von schneeförmigem Niederschlag im Bestand zurückführen.

Eine größenordnungsmäßige Überprüfung der getroffenen Annahmen zum Interzeptionsverlust der Bodenvegetation konnte an der Kiefernfläche 1202 anhand der unmittelbar unter der Humusauflage installierten

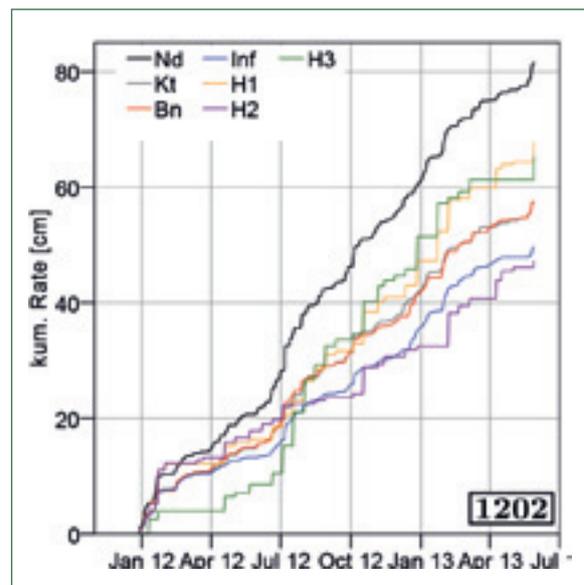


Abb. 4: Kumulativer Vergleich von Freilandniederschlag (Nd), gemessener Kronentraufe (Kt) und Sickerwassermengen aus drei Plattenlysimetern (H1...H3) mit dem modellierten Bestandesniederschlag (Bn) sowie der modellierten Infiltrationsrate aus der Humusauflage in die Plattenlysimeter (Inf) an der Fläche 1202.

Plattenlysimeter vorgenommen werden. Aufgrund der in Abhängigkeit von den im jeweiligen Lysimeter aufgefangenen Sickerwassermengen nicht kontinuierlichen Erfassung mit frei variierenden Erfassungsintervallen ist nur ein kumulativer Vergleich der Lysimetermessungen mit den modellierten Wasserflüssen möglich. In Abbildung 4 sind für den Zeitraum Januar 2012 bis Juli 2013 die Sickerwassermengen von drei Plattenlysimetern den modellierten Bestandesniederschlägen und Infiltrationsraten aus der Humusaufgabe gegenübergestellt. Ergänzend wurden auch die gemessenen Freilandniederschläge und Kronentraufen dargestellt. Ausgehend von der Annahme, dass einmal in die Lysimeter infiltriertes Sickerwasser nicht wieder an die Bodenmatrix abgegeben wird, wurden für den Vergleich der modellierten Infiltrationsraten mit den Plattenlysimetern nur die abwärtsgerichteten Bodenwasserflüsse aus den täglichen Modellwerten selektiert.

Erwartungsgemäß sind die in den Humuslysimetern erfassten Sickerwassermengen deutlich geringer als der erfasste Freilandniederschlag (Abb. 4). Die mittleren Sickerwassermengen der Lysimeter entsprechen in etwa den Bestandesniederschlägen und Kronentraufen. Dagegen liegt die modellierte Infiltrationsrate in den Mineralboden etwas unterhalb der mittleren Sickerwassermengen aus den drei Lysimetern, unterschreitet jedoch zu keinem Zeitpunkt die minimale in einem der Lysimeter registrierte Sickerwasserrate. Zudem bestehen aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität der Kronentraufen auch zwischen den einzelnen Lysimetern teilweise erhebliche Unterschiede. So entspricht der Unterschied zwischen den Lysimetern

H1 und H2 größenordnungsmäßig der Differenz aus Freiland- und Bestandesniederschlag. Unter Berücksichtigung der hohen Messunsicherheiten kann von einer guten Bestätigung der getroffenen Annahmen zur Verdunstung der Bodenvegetation durch die Lysimetermessungen ausgegangen werden, wobei sich tendenziell eher eine leichte Unterschätzung der Infiltrationsraten in den Mineralboden durch das Wasserhaushaltsmodell andeutet.

3.2 Bodenwasserpotential und Bodenwassergehalt

In den Abbildungen 5 und 6 sind exemplarisch für die Flächen 1203 und 1207 in den Bodentiefen 70 cm und 250 cm die vorliegenden Tensiometermessungen sowie mit SWAP modellierten Bodenwasserpotentiale dargestellt.

An der Fläche 1203 muss zum Beginn der Messperiode von 1997 bis zum Jahr 2000 aufgrund des unplausiblen Niveaus vieler Messwerte oft von fehlerbehafteten Messungen ausgegangen werden. Seit dem Jahr 2000 befindet sich die Mehrzahl der Messungen jedoch in einem plausiblen Wertebereich. Erwartungsgemäß unterliegen die Bodenwasserpotentiale aufgrund der intensiveren Durchwurzelung in 70 cm Tiefe im Vergleich zur Tiefe 250 cm einer wesentlich größeren Dynamik. Zudem können durch die größere Wurzelwasseraufnahme in 70 cm Bodentiefe zumindest in Trockenjahren deutlich geringere Bodenwasserpotentiale beobachtet werden. So bestätigt die sehr langsame und kontinuierliche Entwässerung in 250 cm

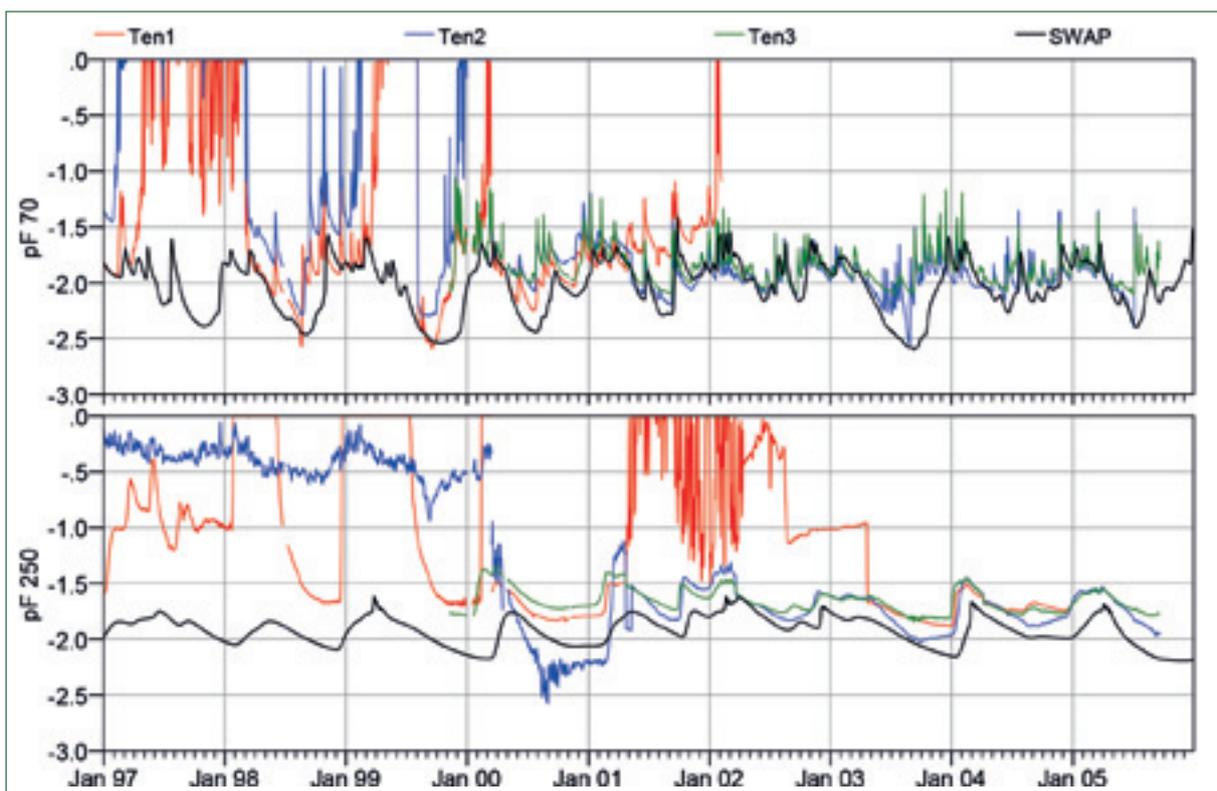


Abb. 5: Tensiometermessungen (Tens1...Tens3) und modellierte Bodenwasserpotentiale (SWAP) an der Fläche 1203 (Kiefer) in den Bodentiefen 70 cm und 250 cm.

Bodentiefe die auch anhand vorliegender Feinwurzelzählungen festgestellte maximale Durchwurzelung des Bodens durch die Kiefern bis 2,0 m Tiefe. Offensichtlich wird der Boden in 250 cm Tiefe im Anschluss an die schnellen Anstiege der Bodenwasserpotentiale nach dem Eintreffen von Sickerwasserfronten nahezu ausschließlich durch die Schwerkraft entwässert, was sich auch in minimalen beobachteten pF-Werten im Bereich der Feldkapazität (1,8...2,0) niederschlägt. Interessant ist, dass im Hauptwurzelraum (70 cm Bodentiefe) selbst in Trockenperioden wie im Jahr 2003 noch vergleichsweise hohe Bodenwasserpotentiale unter dem Kiefernbestand beobachtet werden konnten. Diese Beobachtung steht in guter Übereinstimmung mit den mittels Xylemflussmessung beobachteten Transpirationsraten der Kiefern an der Fläche 1202, anhand welcher sich ebenfalls eine rasche Reduktion der Wurzelwasseraufnahme bei abnehmenden Bodenwasserpotentialen zeigte. Insgesamt wird in beiden Tiefen eine akzeptable Übereinstimmung der mit SWAP modellierten Bodenwasserpotentiale mit den beobachteten Tensionen erreicht.

Prinzipiell können sich sämtliche im Rahmen der Modellierung getroffenen Annahmen und Teilmodelle, beginnend von der Interzeptionsverdunstung bis zur unteren Randbedingung, auf die modellierten Bodenwasserpotentiale auswirken. Gute Übereinstimmungen zwischen modellierten und beobachteten Bodenwasserpotentialen können somit auch als ein Indiz für eine weitgehend korrekte Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells aufgefasst werden.

An der Fläche 1207 befinden sich die Tensiometermessungen über die gesamte vorliegende Messperiode in einem plausiblen Wertebereich, sodass nur in Einzelfällen, nach dem Erreichen der Messbereichsgrenze von ca. 800 hPa, mit nicht mehr dem Bodenwasserpotential entsprechenden Messwerten gerechnet werden muss (Abb. 6). Im Vergleich zur Kiefernfläche werden an der mit Buchen bestockten Fläche 1207 deutlich geringere Bodenwasserpotentiale erreicht. Insbesondere in 250 cm Bodentiefe lässt sich noch eine deutliche Ausschöpfung durch die Buchenwurzeln beobachten. Die in unterschiedlicher Entfernung zum Stammfuß installierten Tensiometer (nah, mittel, fern) lassen während der Vegetationsperiode in der Tiefe 250 cm einen mit zunehmendem Abstand von Stammfuß ansteigenden Gradienten der Bodenwasserpotentiale erkennen, was wahrscheinlich auf eine mit der Entfernung von Stammfuß abnehmende Durchwurzelungsintensität zurückgeführt werden kann. Die vergleichsweise geringen minimalen Bodenwasserpotentiale decken sich gut mit der späten Reduktion der Wurzelwasseraufnahme bei abnehmendem Bodenwasserpotential entsprechend der zum Parametrisieren der Reduktionsfunktion herangezogenen Ergebnisse von BITTNER et al. (2010). Auch die vorliegenden Xylemflussmessungen deuten eine im Vergleich zu Kiefern spätere Reduktion der Wurzelwasseraufnahme im Buchenbestand an. Die beobachteten mittleren Tensionen werden durch das Wasserhaushaltsmodell mit Ausnahme des Jahres 2004, in welchem das Bodenwasserpotential deutlich überschätzt wird, in beiden Tiefen gut wiedergegeben.

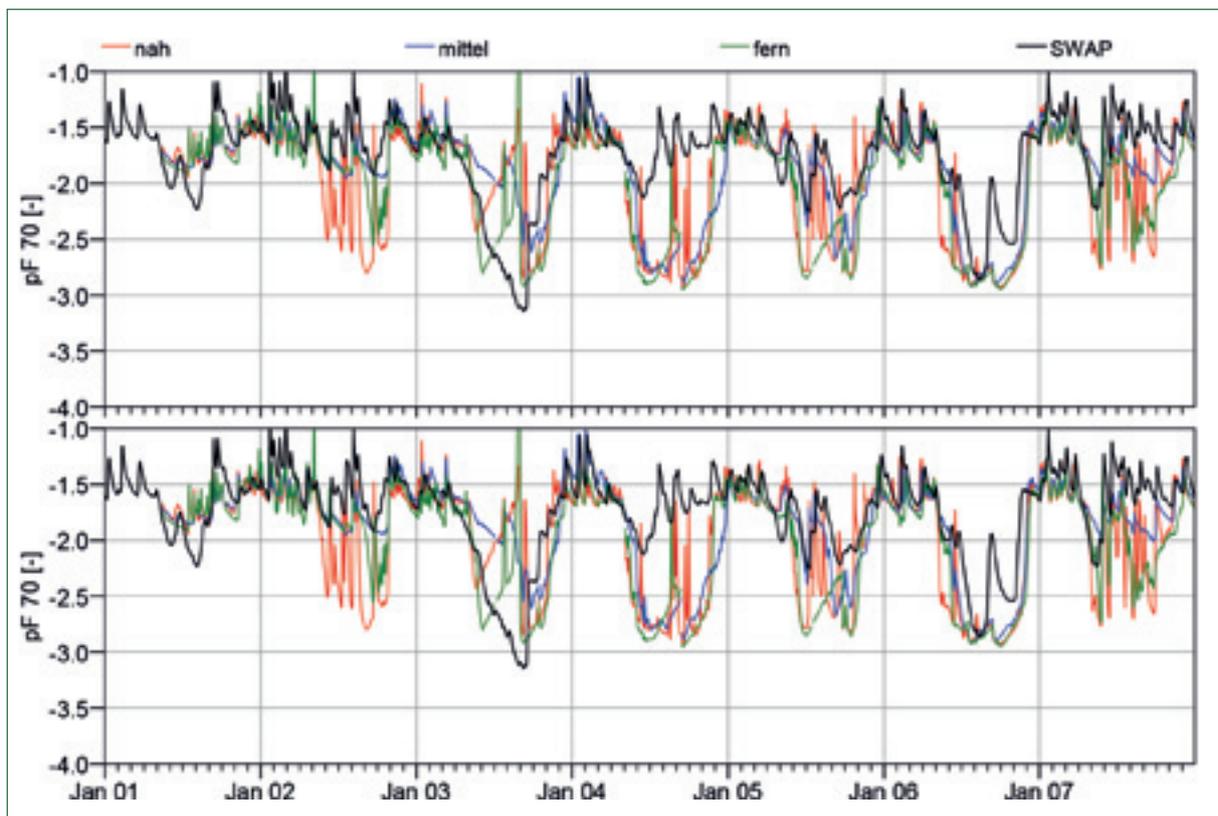


Abb. 6: Tensiometermessungen (nah, mittel, fern) (vgl. Text) und modellierte Bodenwasserpotentiale (SWAP) an der Fläche 1207 (Buche) in den Bodentiefen 70 cm und 250 cm.

In Abbildung 7 sind exemplarisch Wassergehaltsmessungen von TDR-Sonden an der Fläche 1207 wiedergegeben. Analog zu den Tensiometern liegen in jeder Tiefe drei Messungen in unterschiedlicher Entfernung zum Stammfuß (nah, mittel, fern) vor. Aufgrund der im Vergleich zu Tensiometern wesentlich schnelleren, unmittelbaren Erfassung von Veränderungen im Bodenwassergehalt mittels TDR- und FDR-Sonden, eignen sich diese Messungen besonders gut für die Betrachtung von Infiltrationsfronten, während für die Beurteilung der Pflanzenwasserversorgung und Versickerung Tensiometermessungen geeigneter sind (vgl. TOPP et al. 1983; BLUME et al. 2011). Analog zu den Tensiometermessungen zeigt sich auch anhand der vorliegenden Bodenwassergehalte ein ansteigender Gradient mit zunehmendem Abstand zum Stammfuß in 250 cm Bodentiefe. In 70 cm Bodentiefe werden von den TDR-Sonden innerhalb der Vegetationsperiode häufiger kurze Infiltrationsereignisse registriert, welche vom Wasserhaushaltsmodell nur sehr eingeschränkt wiedergegeben werden. Hinsichtlich der typischen saisonalen Verläufe der Bodenfeuchte sowie der Bodenfeuchtedynamik während der Vegetationsruhe, zeigt sich jedoch eine gute Übereinstimmung von Mess- und Vorhersagewerten. Die Zeitpunkte der Infiltration in die Tiefe 250 cm zur Vegetationsruhe werden in vielen Jahren in hoher Übereinstimmung mit den Messwerten modelliert und zeigen keine gerichteten Abweichungen zu verfrühter oder verspäteter Infiltration. Das Ausbleiben zeitlicher Verzögerungen zwischen beobachteten und modellierten Infiltrationsereignissen kann ergänzend zu den Tensiometermessungen als ein Indikator für eine geeignete

Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells, insbesondere hinsichtlich der unterstellten bodenhydraulischen Funktionen sowie den getroffenen Annahmen zu relevanten Infiltrationspfaden (Parametrisierung ohne Berücksichtigung von Fluss durch Makroporen), interpretiert werden.

3.3 Transpiration

In Abbildung 8 sind die baumartenspezifisch parametrisierten Trapezfunktionen nach FEDDES et al. (1978, 2001) für die Regelung der Wurzelwasseraufnahme mit SWAP dargestellt. Da der Literatur keine geeigneten Parametrisierungen der Trapezfunktionen für Eichen entnommen werden konnten und an der hier betrachteten Eichenfläche bisher noch keine Messungen zum Bodenwasserpotential sowie zum Xylemfluss vorlagen, wurden für den Eichenbestand zunächst die für die Buchenfläche verwendeten Parameter übernommen.

Analog zu der aus BITTNER et al. (2010) übernommenen Reduktionsfunktion für Buchen wurde auch für den Kiefernbestand auf eine Reduktion der Wasseraufnahme bei höheren Bodenwasserpotentialen in Folge von Luftmangel verzichtet. Für beide Baumarten wurde ausgehend von den vorliegenden Xylemflussmessungen eine bei hohem atmosphärischen Verdunstungsanspruch ($T_{p,high}$) unmittelbar einsetzende Reduktion der Wurzelwasseraufnahme angenommen. Bei geringem atmosphärischen Verdunstungsanspruch ($T_{p,low}$) konnten für den Kiefernbestand der Fläche 1202 mit einer optimalen Wurzelwasseraufnahme bis zum Er-

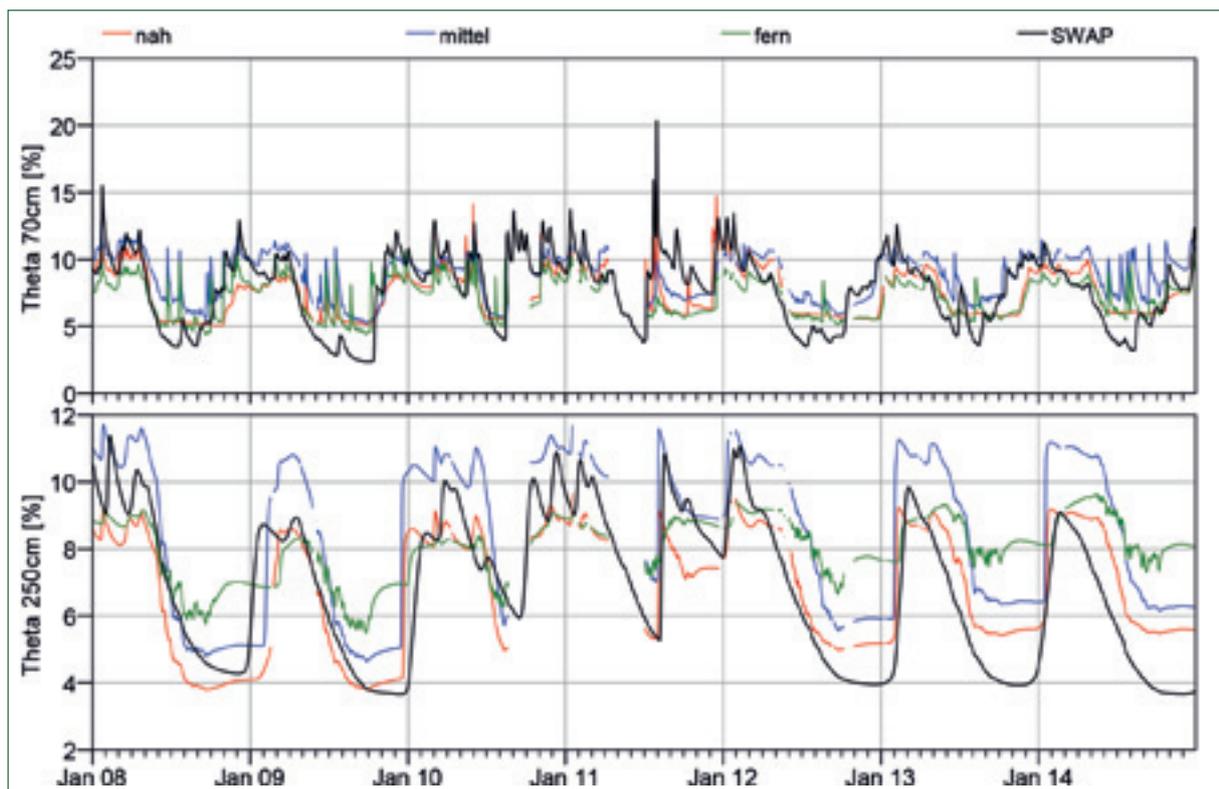


Abb. 7: Wassergehaltsmessungen mit TDR-Sonden (nah, mittel, fern) (vgl. Text) und modellierte Wassergehalte (SWAP) an der Fläche 1207 (Buche) in den Bodentiefen 70 cm und 250 cm.

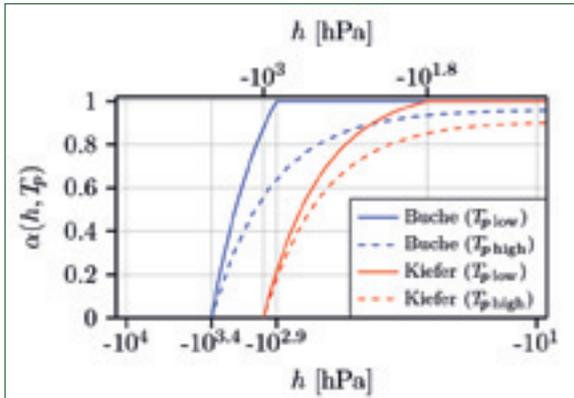


Abb. 8: Verlauf der baumartenspezifischen Reduktionsfunktion zur Wurzelwasseraufnahme α in Abhängigkeit von Bodenwasserpotential h und dem atmosphärischen Verdunstungsanspruch T_p (vgl. Text).

reichen der Feldkapazität (-60 hPa) die besten Übereinstimmungen der modellierten Transpirationsraten mit den Xylemflussmessungen erreicht werden. Als minimales Bodenwasserpotential für Wurzelwasseraufnahme durch den Kiefernbestand wurden -1000 hPa angenommen.

Im Ergebnis zeigt sich anhand der für den Kiefernbestand 1202 sowie die Buchenfläche 1207 vorliegenden Xylemflussmessungen eine akzeptable Wiedergabe der Wurzelwasseraufnahme durch das Wasserhaus-

haltsmodell. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 9 für beide Flächen der Verlauf von modellierter Bestandstranspiration und gemessenen Xylemflüssen anhand zweier typischer Trockenjahre dargestellt.

Während bei geringem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre an beiden Flächen sehr gute Übereinstimmungen von modellierter Transpiration der Baumschicht und den Xylemflussmessungen erreicht werden, zeigen sich bei hohen potentiellen Verdunstungsraten teilweise größere Abweichungen. Große Abweichungen konnten insbesondere zum Beginn der Vegetationsperiode beobachtet werden, wenn im Modell noch keine nennenswerte Reduktion der Wurzelwasseraufnahme in Folge von Bodentrockenheit einsetzt. Besonders an der Kiefernfläche 1202 scheint die Transpiration neben der makroskopisch simulierten Wurzelwasseraufnahme bei sehr hohem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre auch unabhängig vom Bodenwasserangebot limitiert zu werden. Teilweise deuten die beobachteten Verläufe von Transpiration und Xylemflussmessung auch an, dass an Tagen mit hohen Transpirationsraten ein Teil des modellierten Transpirationswasser zunächst durch den Xylemspeicher gepuffert wird. Vor allem an der Buchenfläche lassen sich nach Perioden mit sehr hohem Verdunstungsanspruch, in denen die modellierte Verdunstung die Xylemflussmessung deutlich überschreitet, oft Zeiträume beobachten, in denen die Xylemflussmessung die potentielle Verdunstungsrate

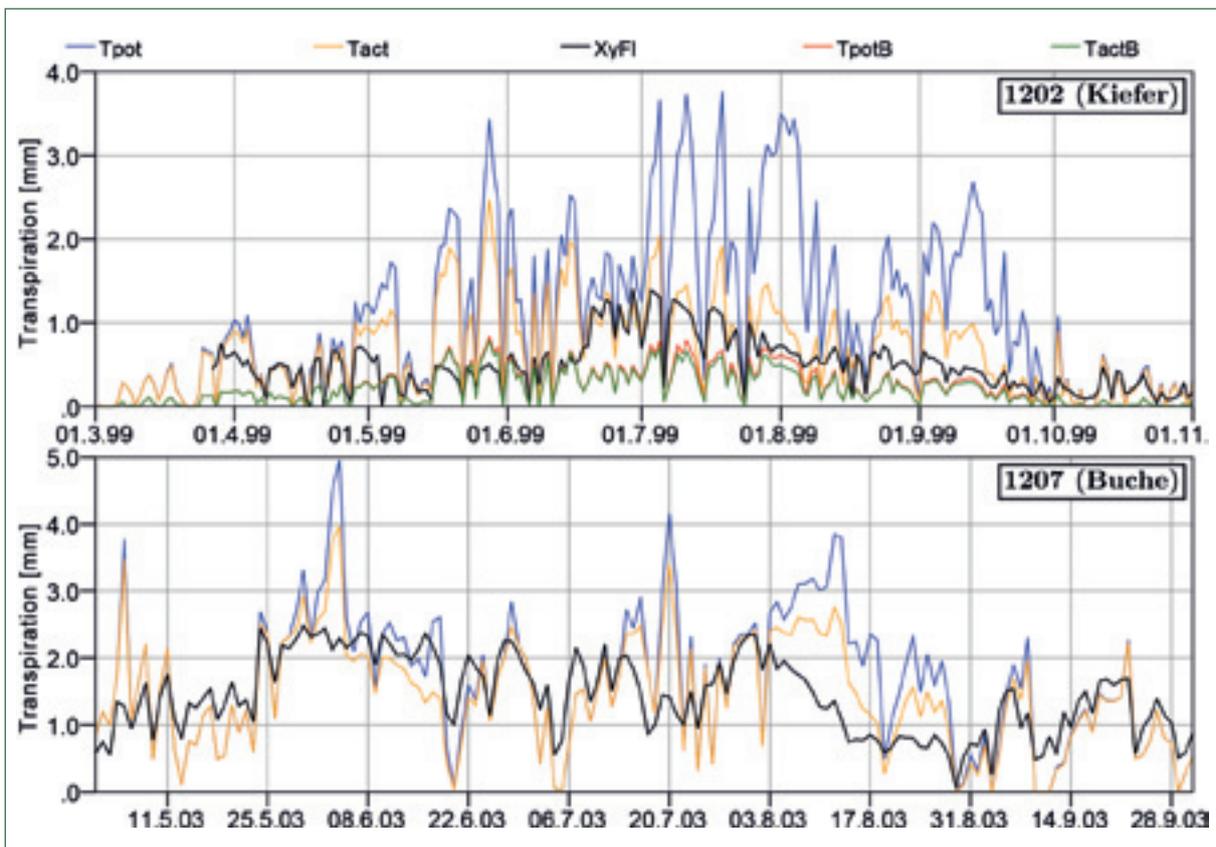


Abb. 9: Xylemflussmessungen (XyFI), berechnete potentielle Transpirationsraten von Baumschicht (Tpot) und Bodenvegetation (TpotB) sowie modellierte aktuelle Transpirationsraten von Bestand (Tact) und Bodenvegetation (TactB) an den Flächen 1202 und 1207 (vgl. Text).

übersteigt. Zu Zeiten mit geringeren Verdunstungsansprüchen der Atmosphäre könnte es dann zur Wiederauffüllung des Xylemspeichers und somit zeitlich verzögerten Registrierung durch die Granier-Sensoren kommen.

Aufgrund der gegenüber Kiefern (229 s/m) etwas geringeren stomatären Widerstände der Buchen (215 s/m) sowie dem dort tendenziell etwas höheren Blattflächenindex während der Vegetationsperiode (1202: 5,2; 1207: 5,3) sind an der Fläche 1207 bereits die potentiellen Transpirationsraten erhöht. Hinsichtlich der aktuellen Transpirationsraten zeigt sich aufgrund der flacheren Durchwurzelung und bereits bei größeren Bodenwasserpotentialen einsetzenden Reduktion der Wurzelwasseraufnahme im Kiefernbestand ein noch deutlicherer Unterschied zwischen beiden Flächen. Die Auswirkungen der geringeren effektiv nutzbaren Bodenwassermenge an der Fläche 1202 werden besonders in den teilweise großen Differenzen zwischen potentieller und aktueller Transpiration deutlich. Durch die im Kiefernbestand zusätzlich vorhandene Transpiration der Bodenvegetation gleichen sich die Unterschiede zwischen beiden Flächen jedoch weitgehend aus.

3.4 Gesamtverdunstung und Sickerwasserrate

In Abbildung 10 ist die mittels Chlorid-Bilanz geschätzte Sickerung den mittels SWAP modellierten Sickerwasserraten gegenübergestellt. Neben der Auswertung für hydrologische Jahre wurde die Chloridbilanz ergänzend über die gesamte Beobachtungsperiode aufgestellt, wobei die mittlere Konzentration im Be-

standesniederschlag ins Verhältnis zur mittleren Konzentration aller bisher gewonnenen Bodenlösungsproben gesetzt wurde.

Die Ergebnisse der Schätzung der Sickerwasserspende mittels Chloridbilanz stimmen an den Flächen 1202 und 1207 im langjährigen Mittel größenordnungsmäßig gut mit den mittels SWAP modellierten Sickerwasserraten überein. Die modellierten jährlichen Sickerwasserraten zeichnen an diesen Standorten auch die zeitliche Dynamik der Chloridbilanz gut nach. Dagegen zeigt sich an der Fläche 1208 und etwas abgeschwächt auch an der Fläche 1203 beim Vergleich der modellierten Sickerwasserraten mit den Werten der Chloridbilanz in 250 cm Tiefe eine Überschätzung der Sickerung durch das Wasserhaushaltsmodell. Auch die Zeitreihen von Chloridbilanz und modellierter Sickerwasserrate lassen nur geringe Ähnlichkeiten erkennen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass an der Fläche 1208 in der Tiefe 250 cm nur selten Bodenlösung gewonnen werden konnte und der langjährige Mittelwert für die Tiefe 250 cm somit nur auf sehr wenigen Messungen eines einzelnen Jahres basiert. An der Fläche 1203 konnte zwar in der Mehrzahl der Jahre Bodenlösung in allen Tiefen gewonnen werden, jedoch treten in vielen Jahren Tiefengradienten der Chloridkonzentrationen auf, welche auf eine eingeschränkte Anwendbarkeit der Chloridbilanz zur Abschätzung der Sickerwasserspende für diesen Standort hindeuten.

So ist die Chloridbilanz nach HÖRMANN et al. (2003) nur ein geeigneter Schätzer der Sickerung, wenn Chlorid nicht im Boden fixiert wird, keine Freisetzung von Chlorid aus der Mineralverwitterung erfolgt und eine

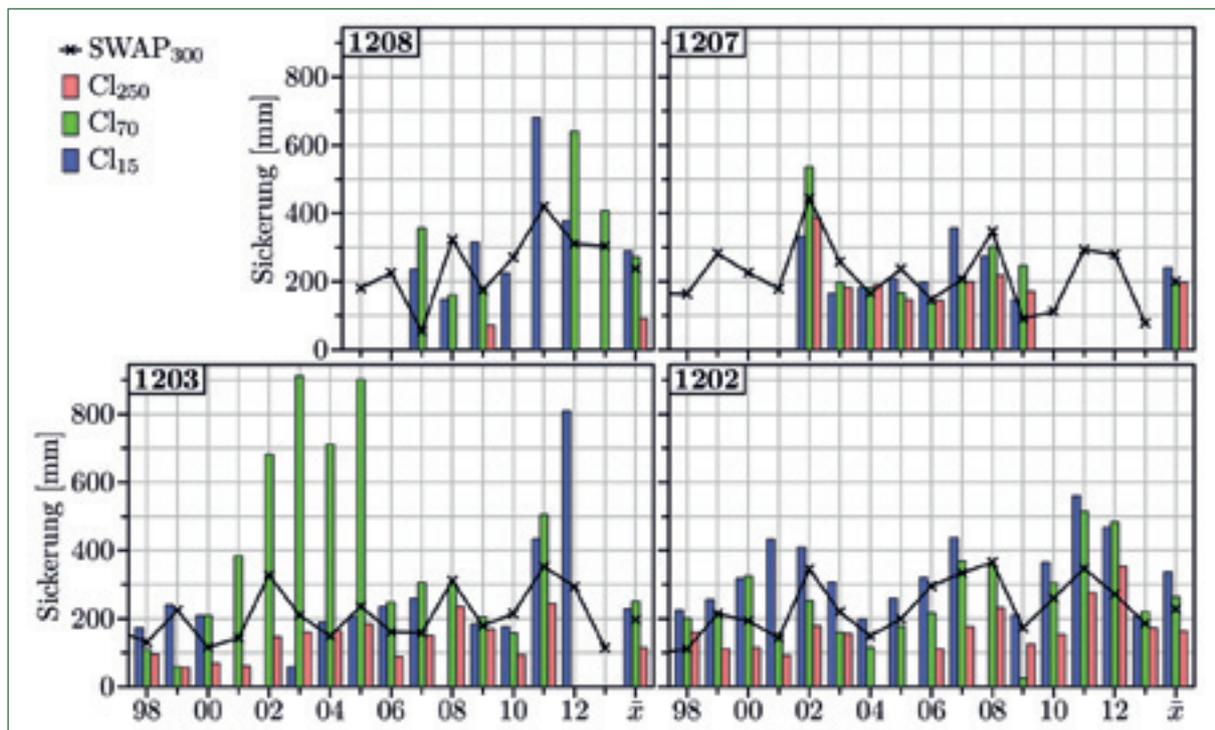


Abb. 10: Schätzung der Tiefensickerung aus den Bodentiefen 15, 70 und 250 cm mittels Chloridbilanz (Cl...) und mit SWAP modellierte Sickerwasserraten im 300 cm Bodentiefe in den hydrologischen Jahren 1998...2013 sowie im langjährigen Mittel (vgl. Text).

Diskriminierung von Chlorid bei der Wurzelwasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln erfolgt. Unter diesen Bedingungen ist eine über der Bodentiefe konstante Rate der Cl^- -Sickerung zu erwarten. Aufgrund der Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln müsste sich in den gewonnenen Bodenlösungsproben somit ein kontinuierlicher Anstieg der Cl^- -Konzentration mit der Tiefe und eine entsprechende Abnahme der Tiefensickerung bis zur Untergrenze des Wurzelraumes ergeben. An der Fläche 1203 weichen die beobachteten Tiefengradienten in vielen Jahren, mit bis zur Tie-

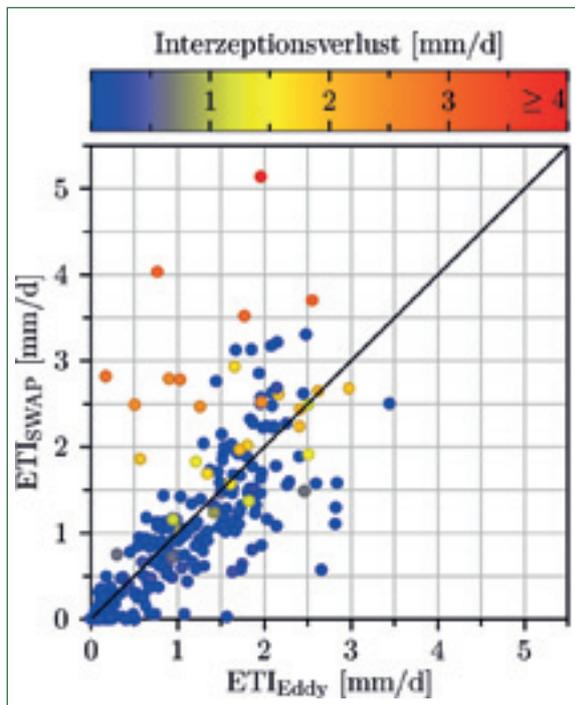


Abb. 11: Vergleich der mittels Eddy-Kovarianz-Methode ermittelten täglichen Evapotranspiration (ETI_{Eddy}) mit modellierten Evapotranspirationsraten (ETI_{SWAP}) an der Fläche 1203 (Kiefer) im Jahr 2010 und Effekte der modellierten Interzeptionsrate.

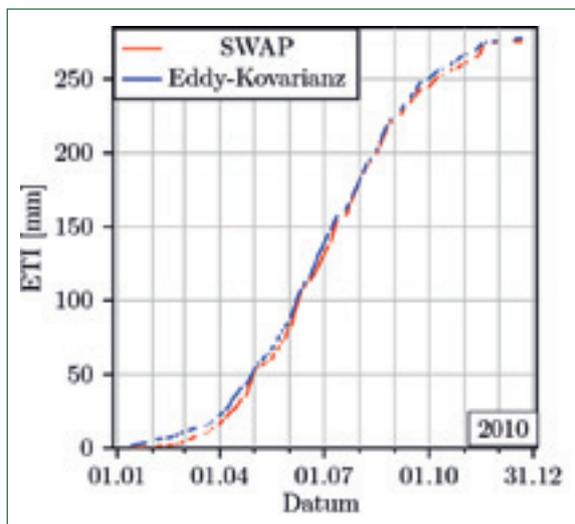


Abb. 12: Kumulative tägliche Evapotranspiration aus Eddy-Kovarianz-Methode und Modellierung mittels SWAP an der Fläche 1203 (Kiefer) im Jahr 2010.

fe 70 cm zunächst sinkenden Chloridkonzentrationen und im Vergleich zum Bestandesniederschlag in der Tiefe 70 cm insgesamt als sehr gering zu bewertenden Konzentrationen, jedoch deutlich von den erwarteten Verläufen ab. In den Jahren 2002 bis 2005 liegen die beobachteten Chloridkonzentrationen in 70 cm Tiefe im Bereich der im Bestandesniederschlag ermittelten Konzentrationen, sodass die mittels Chloridbilanz ermittelte Sickerung aus dieser Tiefe teilweise die Höhe des Freilandniederschlages erreicht.

Die mittels Eddy-Kovarianz-Methode ermittelte tägliche Evapotranspiration ist in Abbildung 11 den modellierten Verdunstungsraten gegenübergestellt. Demnach decken sich die modellierten Verdunstungsraten weitgehend mit den Eddy-Kovarianz-Messungen. Größere Abweichungen lassen sich gehäuft an Tagen mit hohen Niederschlägen und entsprechend hohen Interzeptionsraten beobachten. Eventuell deutet dies auf eine Überschätzung des Interzeptionsverlustes durch das vergleichsweise einfache Interzeptionsmodell an Tagen mit sehr großen Niederschlagsereignissen hin.

Lediglich vom Anfang des Jahres bis zum zeitigen Frühjahr sowie zum Ende der Vegetationsperiode zeigt sich ein geringes Auseinanderdriften der kumulativen Verläufe (Abb. 12). In diesen Zeiträumen werden von SWAP gehäuft nur noch sehr geringe Verdunstungsraten simuliert, während sich aus der Eddy-Kovarianz-Methode noch größere Raten ergeben. Im Mittel gleichen sich die beobachteten Abweichungen zwischen Eddy-Kovarianz-Methode und mittels SWAP modellierten Verdunstungsraten jedoch sehr gut aus, sodass die mittleren jährlichen Verdunstungsraten aus beiden Verfahren nahezu identisch sind. Dies ist besonders bemerkenswert, da die Ergebnisse der Eddy-Kovarianz-Messung erst zum Ende der Auswertungen vorlagen und ausschließlich zur Validierung des Wasserhaushaltsmodells genutzt wurden. Leider treten in der vorliegenden Messreihe zur Eddy-Kovarianz häufig Messausfälle auf, sodass der kumulative Vergleich nur für Tage mit vollständigen Messwerten durchgeführt werden konnte.

3.5 Wasserhaushaltskomponenten

Die mittels SWAP ermittelten Komponenten des Wasserhaushalts an den betrachteten Flächen sind in Abbildung 13 gemeinsam mit den Freilandniederschlägen der entsprechenden hydrologischen Jahre dargestellt. Die Differenz zwischen den Wasserhaushaltskomponenten und dem Freilandniederschlag entspricht der Änderung des Bodenwasserspeichers innerhalb des jeweiligen hydrologischen Jahres. Unterschreiten die Freilandniederschläge die Summe der Wasserhaushaltskomponenten, entspricht dies somit einer Abnahme des im Boden gespeicherten Wassers zwischen den beiden Stichtagen 1. November (des Vorjahres) und 31. Oktober des aktuellen Kalenderjahres. Langfristig gleichen sich die Schwankungen des Bodenwasserspeichers weitgehend aus, sodass Freilandniederschläge und die Summe der modellierten Wasserhaushaltskomponenten im langjährigen

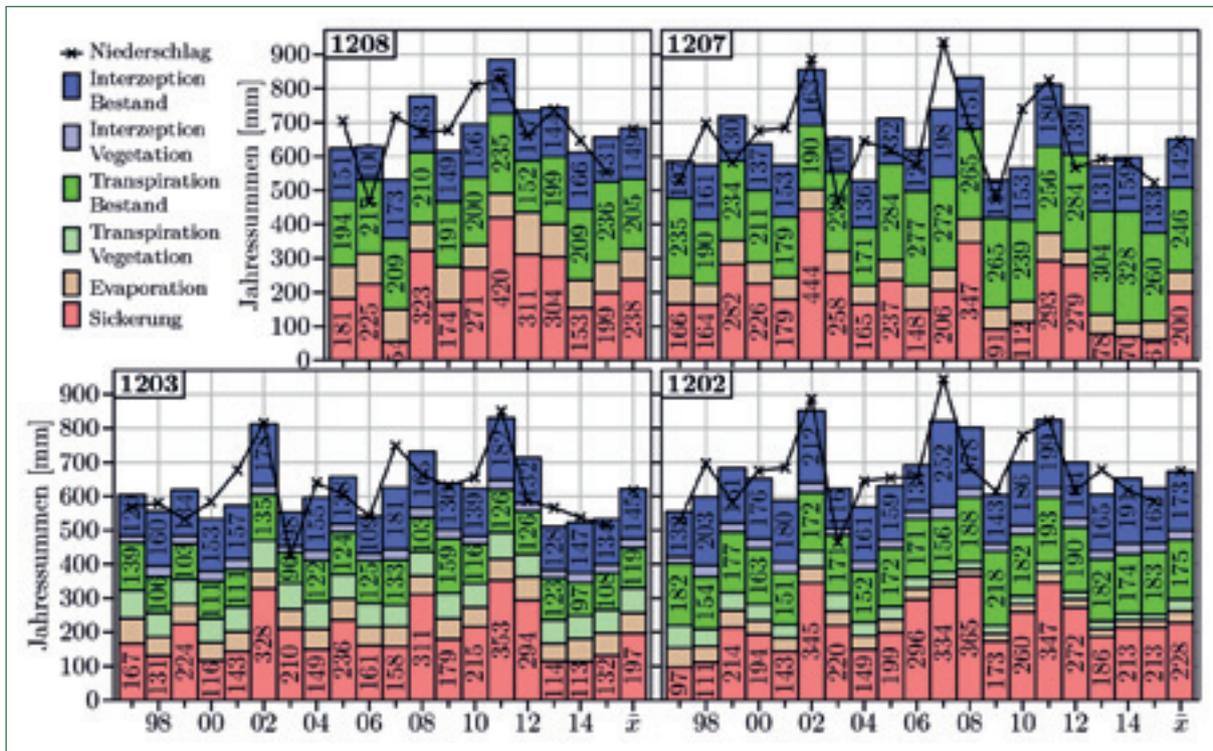


Abb. 13: Freilandniederschlag und Wasserhaushaltskomponenten der Level II-Flächen für die hydrologischen Jahre 1997 bis 2015 sowie langjährige Mittelwerte (x) aus Modellierung mittels SWAP.

Mittel an allen vier Flächen nahezu identisch sind. Die dargestellten Evaporationsraten beinhalten neben der Verdunstung von der Bodenoberfläche auch die Sublimation von Schneedecken, welche in der Regel jedoch nur einen sehr geringen Anteil von wenigen Millimetern einnimmt. Die täglichen Niederschlagsraten überschritten an allen Flächen während der gesamten Beobachtungsperiode niemals die Infiltrabilität der Böden, sodass der modellierte Oberflächenabfluss sowie die Verdunstung von Oberflächenwasser stets null waren.

Die Interzeptionsverluste der Baumschicht liegen an allen vier Flächen in einem vergleichbaren Bereich. Lediglich an der Kiefernfläche 1202, welche neben der ganzjährigen Benadelung einen durch unterständige Laubbäume während der Vegetationsperiode erhöhten Interzeptionsspeicher aufweist, deutet sich eine etwas erhöhte Interzeptionsverdunstung an. Bei Berücksichtigung der durchschnittlich 27 mm betragenden Interzeptionsverdunstung der Bodenvegetation in den beiden Kiefernbeständen ergibt sich jedoch auch für die Fläche 1203 ein im Vergleich zu den Laubholzflächen erhöhter Interzeptionsverlust.

Die höchsten Transpirationsraten der Baumschicht werden aufgrund des vergleichsweise hohen Blattflächenindex, der geringen stomatären Widerstände sowie der tiefen Durchwurzelung an der Buchenfläche 1207 erreicht. An der Eichenfläche 1208 wird die im Vergleich zum Buchenbestand niedrigere Transpirationsrate vorrangig durch die geringere stomatäre Leitfähigkeit und den geringen LAI begrenzt. Dagegen wird die deutlich geringere Transpiration an den Kie-

fernbeständen auch im erheblichen Maß durch eine eingeschränkte Bodenwasserverfügbarkeit limitiert. So wird das für den Bestand verfügbare Bodenwasser insbesondere an der Fläche 1203 durch ein vergleichsweise geringeres Niederschlagsangebot, einen kleinen Bodenwasserspeicher und nicht zuletzt durch den Transpirationswasserentzug der Bodenvegetation eingeschränkt. Bei gemeinsamer Betrachtung von Bestand und Bodenvegetation gleichen sich die Transpirationsraten der Kiefern- und Eichenfläche weitgehend aneinander an, wobei an der Fläche 1203 aufgrund des geringen Bodenwasserspeichers und der etwas niedrigeren Niederschlagsmengen tendenziell etwas geringere Raten berechnet werden.

Bei der Modellierung mit SWAP nimmt die potentielle Evaporationsrate mit zunehmendem Blattflächenindex und Transmissionsgrad ab. Die aktuelle Evaporation wird durch den von der Bodenfeuchte an der Oberfläche abhängigen maximalen Wasserfluss sowie durch die Länge der aktuellen Trockenperiode (empirische Funktion nach BLACK ET AL. (1969)) begrenzt, sodass sich mit der Austrocknung des Oberbodens ein zunehmender Verdunstungsschutz ausbildet. Diese Abhängigkeiten spiegeln sich auch in den modellierten Evaporationsraten, für welche sich zwischen den einzelnen Flächen teilweise deutliche Unterschiede ergeben. So werden an der Fläche 1208, welche im Jahresmittel den geringsten Blattflächenindex und die höchsten Bestandesniederschläge aufweist, die höchsten Evaporationsraten modelliert, während an der den höchsten Blattflächenindex aufweisenden Fläche 1202 bei zugleich etwas geringeren Bestandesniederschlägen die geringste Evaporation berechnet wurde.

Alle vier Flächen weisen eine hohe Dynamik der Wasserhaushaltskomponenten auf, wobei die mit Abstand größten jährlichen Schwankungen bei den Sickerwasserraten beobachtet werden können. Die Sickerwasserraten folgen dabei weitgehend den beobachteten Niederschlagsmengen, wobei sich, bedingt durch Puffereffekte des Bodenwasserspeichers, teilweise ein Nachlauf um ein Jahr gegenüber den Freilandniederschlägen beobachten lässt. Bei jährlichen Freilandniederschlägen unterhalb 600 mm nimmt die Sickerung oft nur noch sehr kleine Werte an. Mit größeren Niederschlagsraten trägt ein zunehmender Anteil des Niederschlages zur Sickerung bei, sodass entsprechend hohe Sickerwasserraten erreicht werden können. Die im langjährigen Mittel insgesamt nur geringen Unterschiede der Sickerwasserraten zwischen den einzelnen Flächen korrespondieren mit den an diesen Flächen erfassten mittleren Freilandniederschlägen. Dagegen scheinen sich die zwischen den Flächen beobachteten Unterschiede hinsichtlich der einzelnen Verdunstungsraten weitgehend auszugleichen.

3.6 Wassermangel

Typische Verläufe der vier berechneten Wassermangelindikatoren sind exemplarisch für die Kieferfläche 1202 in Abbildung 14 dargestellt. Erwartungsgemäß zeigen sich analog zu den Bodenwassergehalten und Tensionen ausgeprägte saisonale Effekte. So ergeben sich in den Wintermonaten kaum Wasserdefizite, während in den Sommermonaten bei relativen Bodenwassergehalten $< 0,4$ sowie Quotienten aus potentieller und aktueller Transpiration $< 0,7$ teilweise deutlich ausgeprägter Trockenstress beobachtet werden kann. Insgesamt zeigen sich für alle 4 Kennwerte, insbesondere für die auf verschiedene Tiefen bezogenen REW-Werte, weitgehend parallele Verläufe. Mit zunehmender Mächtigkeit des bei der Berechnung von REW berücksichtigten Wurzelraums verzögert sich jedoch das Auftreten kritischer Werte, sodass sich die Andauer von Wassermangelsituationen entsprechend verkürzt. Zudem wird für die flacheren Wurzelräume mit geringeren Minimalwerten von REW auch deutlich intensiverer Trockenstress simuliert, welcher kurz-

zeitig auch das Niveau von schwerem Trockenstress ($REW < 0,1$, BRÉDA et al. 2006) erreichen kann. Neben der in geringerer Bodentiefe noch bedeutsameren Evaporation ergibt sich die mit zunehmender Bodentiefe abnehmende Ausschöpfung des Bodenwassers vor allem aus der über der Tiefe nicht gleichverteilten, nach unten stark abnehmenden Durchwurzelungsintensität. Gelegentlich ergeben sich für die geringeren Bodentiefen jedoch auch günstigere Verhältnisse der Wasserverfügbarkeit, wenn der Oberboden nach Trockenperioden wieder durch Niederschläge gefüllt wird, während in den größeren Tiefen weiterhin Wasserdefizite bestehen bleiben.

Aufgrund der im Oberboden deutlich intensiveren Durchwurzelung sind auch die Kurvenverläufe der relativen Transpirationsrate im Vergleich zu REW in den Sommermonaten deutlich unruhiger. So genügen bereits kleinere, ggf. nur wenige Dezimeter in den Boden infiltrierende Niederschlagsereignisse um, bezogen auf den gesamten Wurzelraum, wieder hohe Raten der Wurzelwasseraufnahme zu erreichen. Die innerhalb von Trockenperioden auftretenden Einzelwerte mit $T_{act}/T_{pot} = 0$, ergeben sich, wenn an Tagen mit hohen Niederschlägen die modellierte Interzeptionsverdunstung die potentielle Verdunstungsrate des feuchten Kronenraumes erreicht und die potentielle Transpiration aufgrund des fehlenden atmosphärischen Antriebs gleich null gesetzt wird (KROES et al. 2009).

Die Häufigkeiten von Wassermangelsituationen innerhalb der Vegetationsperioden an den einzelnen Flächen sind in Abbildung 15 gegenübergestellt. Analog zu den Beobachtungen für die berechneten Wasserhaushaltskomponenten zeigt sich an allen vier Flächen eine hohe zeitliche Dynamik in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen, insbesondere der Niederschlagsverhältnisse innerhalb der Vegetationsperiode. Aber auch zwischen den einzelnen Flächen ergeben sich deutliche Unterschiede. So unterschreiten alle berechneten Wassermangelindikatoren an der Fläche 1203 im langjährigen Mittel mit Abstand am häufigsten kritische Schwellenwerte, während an der Eichenfläche 1208 dies am seltensten der Fall ist.

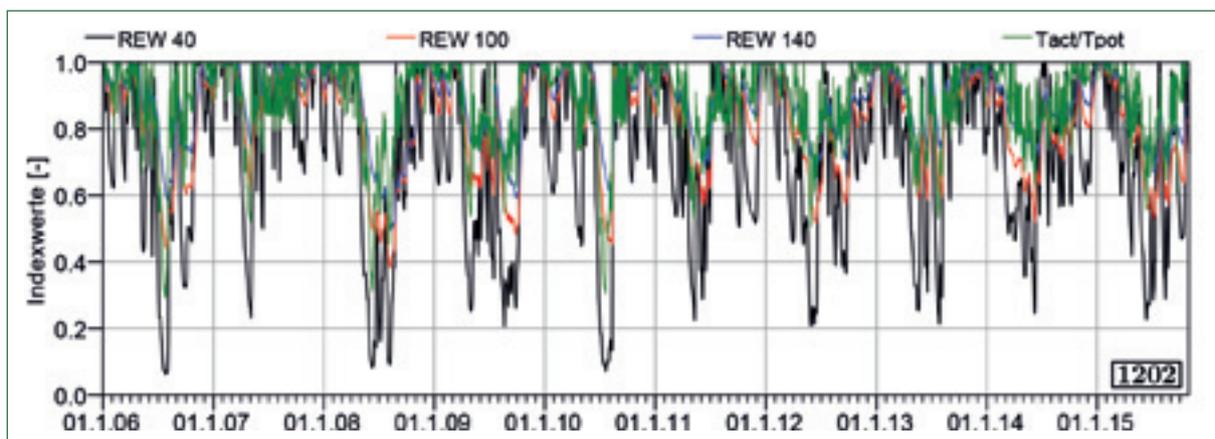


Abb. 14: Tageswerte der Wassermangelindikatoren REW (Bodentiefen 40...140 cm) sowie relative Transpiration (T_{akt}/T_{pot}) an der Fläche 1202 (Kiefer) im Zeitraum 01.01.2006 bis 31.10.2015.

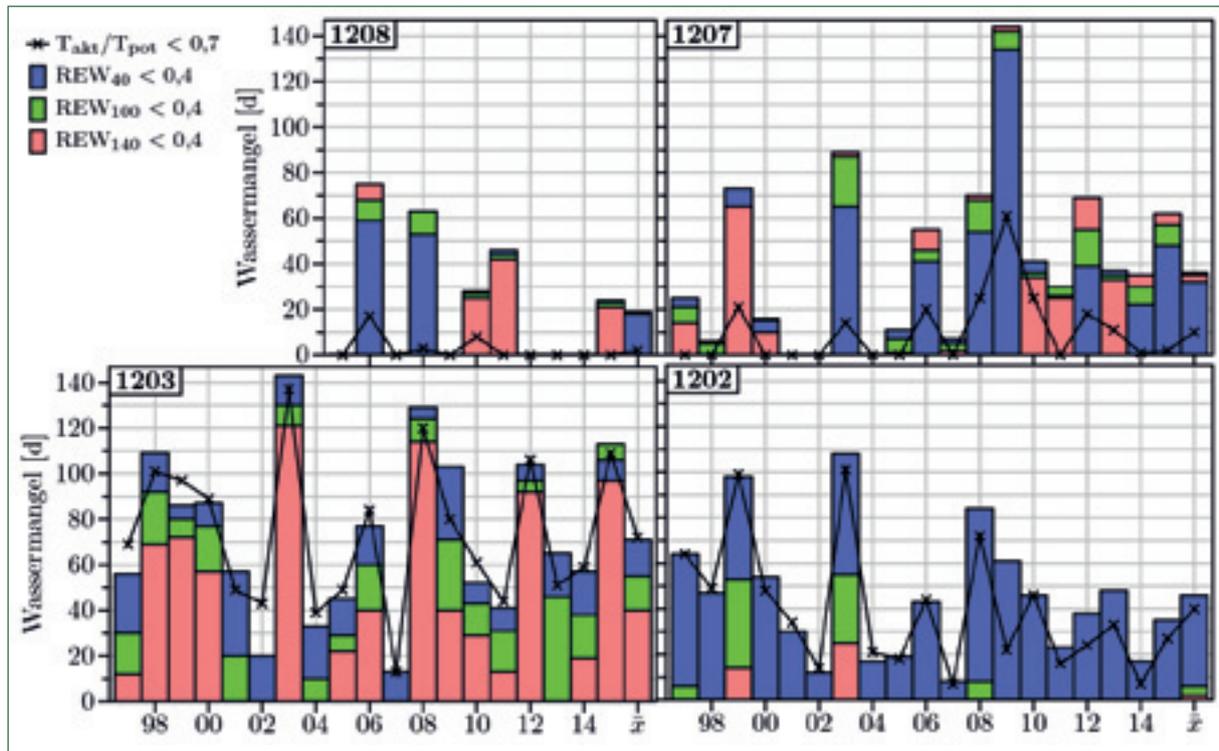


Abb. 15: Anzahl der Tage innerhalb der Vegetationsperioden der Jahre 1997 bis 2015, an denen der Schwellenwert von 40 % relativem Bodenwassergehalt in Profiltiefen von 40 cm 100 cm und 140 cm unterschritten wird sowie Anzahl der Tage, an denen T_{akt}/T_{pot} des Bestandes den Schwellenwert 0,7 unterschreitet.

In etwa miteinander vergleichbare Verhältnisse ergeben sich für die benachbarten Flächen 1202 und 1207, wobei sich die Verhältnisse an der Buchenfläche 1207 tendenziell etwas günstiger darstellen. Neben klimatischen Einflüssen und in Abhängigkeit von der Vegetation variierenden potentiellen Verdunstungsraten lassen sich die zu beobachteten Unterschiede vorrangig auf die Retentionseigenschaften der Böden, die baumartenspezifische Wurzelwasseraufnahme sowie eine unterschiedlich tiefe Erschließung des Wurzelraums zurückführen. So ist der nutzbare Bodenwasserspeicher an den beiden Laubholzflächen aufgrund der erst bei niedrigeren Tensionen einsetzenden Reduktion der Wurzelwasseraufnahme (vgl. Kap. 3.3) gegenüber den Kiefernflächen erhöht. An der Buchenfläche steht in Trockenperioden zudem aufgrund der größeren Tiefendurchwurzelung zusätzliches Bodenwasser zur Verfügung, wodurch das geringe Speichervermögen der grobsandigen Substrate weitgehend kompensiert wird. Durch die größere Tiefendurchwurzelung wird der kritische Schwellenwert von REW an der Buchenfläche bei Bezug auf eine größere Bodentiefe in vielen Jahren auch häufiger unterschritten als dies für den Oberboden beobachtet werden kann. Der weitgehend konstante Anstieg der Retentionskurven der lehmigen Substrate an der Eichenfläche bedingt im Vergleich zu den sandigen Substraten eine, im Bezug auf den Wassergehalt, kontinuierlich einsetzende Reduktion der Wurzelwasseraufnahme. Dadurch ergibt sich ein langsames Entwässerungsverhalten des Bodenwasserspeichers (vgl. hierzu auch KONOPATZKY 2012), welches dem Unterschreiten kritischer Schwellenwerte vorbeugt. Die Kiefernfläche 1202 besitzt auf-

grund lehmiger Bänder im Untergrund im Vergleich zur Fläche 1203 einen deutlich größeren Bodenwasserspeicher, wodurch in der Regel auch in längeren Trockenperioden kaum kritische Verhältnisse eintreten. Aufgrund des hohen Speichervermögens im Unterboden beschränken sich kritische REW-Werte mit Ausnahme von Trockenjahren wie 1999 und 2003 auf die Bezugstiefe 40 cm.

Die Effekte der aktuellen Wasserverfügbarkeit auf die innerjährliche Durchmesserentwicklung sind in Abbildung 16 für alle vier Flächen exemplarisch anhand ausgewählter Jahre veranschaulicht. Bei der Interpretation der Indexwerte zur Durchmesserentwicklung ist zu berücksichtigen, dass nach v. WILPERT (1990) kleine tägliche Schwankungen des Durchmessers sowohl eine optimale Wasserversorgung des Baumes als auch hohe Wassermangel-Intensitäten anzeigen können. So bleiben größere Tagesschwankungen aus, solange in Folge ausreichender Wurzelwasseraufnahme im Vergleich zur Transpirationsrate nur kleine Wasserdefizite im Stamm entstehen. Die auch bei optimaler Wasserversorgung stets zu beobachtenden (kleinen) täglichen Schwankungen ergeben sich indes aus der Tatsache, dass die Widerstände beim Übergang von Wasser aus dem Boden in die Wurzel deutlich größer sind, als beim Übergang vom Xylem in die Blätter. So wird bis zum Aufbau eines ausreichenden Xylemwasserpotentials zum Überwinden des Boden-Wurzel-Widerstandes stets zunächst etwas Wasser aus dem Stammspeicher entnommen (KOZŁOWSKI und PALLARDY 1997, 295). Aber auch hohe Wassermangelintensitäten können die Ursache vergleichsweise kleiner

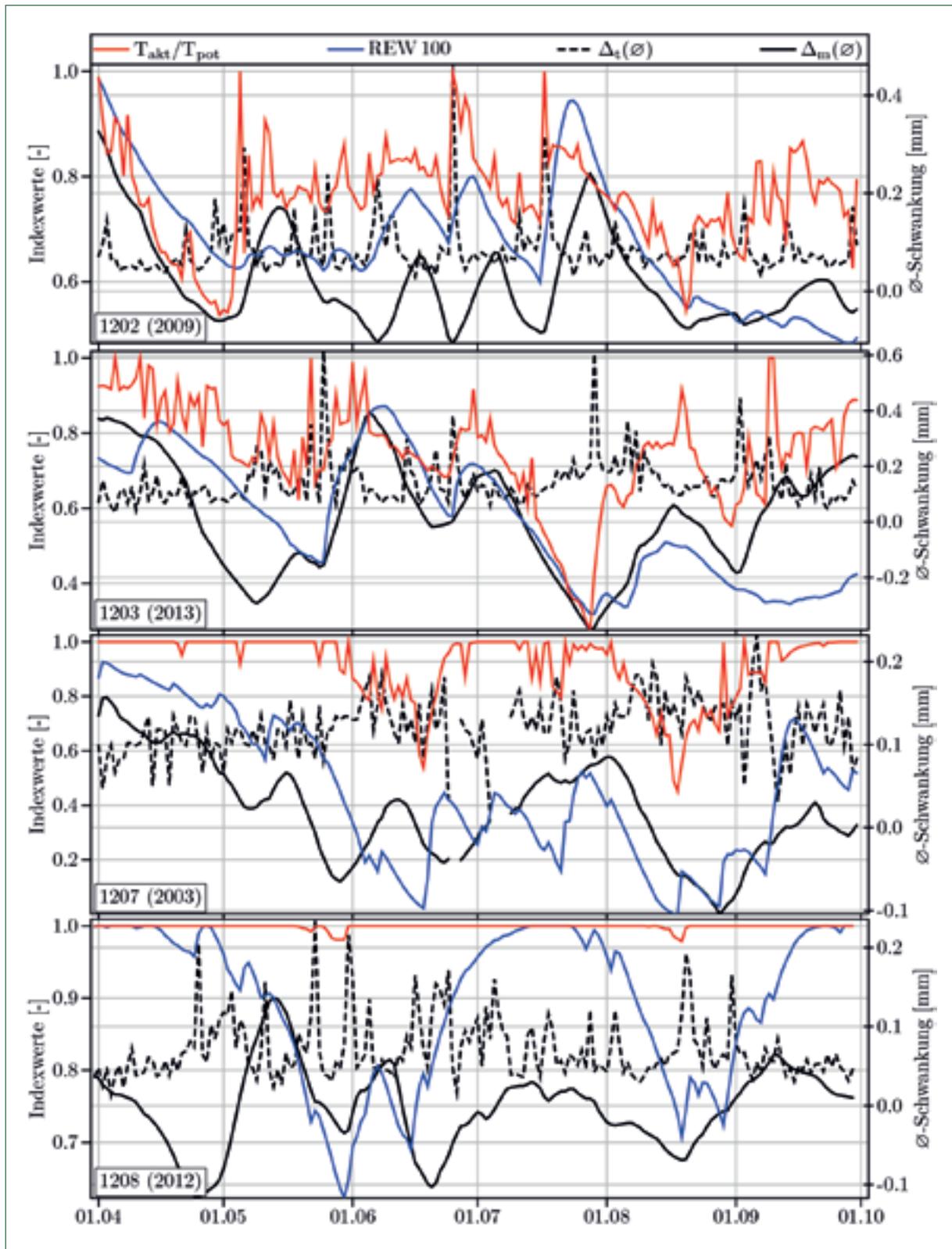


Abb. 16: Tägliche ($\Delta_m(\varnothing)$) und mittelfristige ($\Delta_t(\varnothing)$) Schwankungen der Stammdurchmesser sowie Verlauf der Wassermangelindikatoren REW bis 100 cm Bodentiefe (REW 100) und relative Verdunstung (T_{akt}/T_{pot}) an den Flächen 1202 (Kiefer), 1203 (Kiefer), 1207 (Buche) sowie 1208 (Eiche) innerhalb der Vegetationsperiode ausgewählter Beobachtungsjahre.

Tagesschwankungen sein, wenn die während des Tages entstandenen Wasserdefizite im Stamm aufgrund bereits stark reduzierter Wurzelwasseraufnahme auch während der Nacht nicht mehr ausgeglichen werden. Die Transpiration ist dann insgesamt bereits stark reduziert (\Rightarrow kleine Schwankungen) oder erfolgt vorrangig aus dem Stammspeicher, sodass sich ein längerfristiges „Schwinden“ des Stammes ohne große Tagesschwankungen einstellt. Die höchsten täglichen Durchmesserschwankungen entstehen, wenn während des Tages deutlich mehr Wasser transpiriert wird als über die Wurzeln nachgeliefert werden kann, diese Defizite jedoch während der Nacht wieder ausgeglichen werden können. Dieser Effekt ist vor allem nach Tagen mit hohem Verdunstungsanspruch sowie im Bereich mittlerer Bodenwasserverfügbarkeit zu erwarten. Dagegen ist die Interpretation der mittelfristigen Schwankungen des Stammdurchmessers direkter möglich. Kleine Indexwerte zeigen einen in Folge von mangelnder Nachlieferung durch die Wurzeln reduzierten Xylemwassergehalt an. In (Trocken)Perioden mit fallenden Indexwerten wird somit längerfristig ein Teil des Transpirationswassers aus dem Xylemspeicher entnommen. Bei wieder ansteigenden Indexwerten kann dagegen von Auffüllung des Stammspeichers in Folge günstigerer Wasserverfügbarkeit ausgegangen werden.

Tendenziell zeigen die beiden berechneten Durchmesserindices an allen vier Flächen zueinander plausible Verläufe mit erhöhten Tagesschwankungen bei geringerem mittleren Durchmesserlevel an (Abb. 16). Ein Rückgang der Tagesschwankungen in Folge hoher Wassermangelintensitäten lässt sich in den dargestellten Jahren indes kaum beobachten, wobei die Interpretation der täglichen Durchmesserschwankungen aufgrund der großen Variabilität insgesamt schwierig ist. Beim Vergleich der berechneten Durchmesserindices mit den Wassermangelindikatoren fallen zunächst die an allen Flächen zu beobachtenden Ähnlichkeiten zwischen den Kurven der mittleren Durchmesser-schwankung und dem Wassermangelindikator REW auf. Bei Vernachlässigung der kurzfristigeren Schwankungen des Wassermangelindikators T_{akt}/T_{pot} lassen sich zumindest an den beiden Kiefernflächen vergleichbare Ähnlichkeiten mit den mittleren Schwankungen des Stammdurchmessers erkennen. Tendenziell zeichnen die kurzfristigen Veränderungen der relativen Verdunstungsrate zudem die Entwicklung der täglichen Durchmesserschwankungen nach. Dies kann besonders an Tagen mit großen Änderungen der relativen Transpirationsrate nach Niederschlägen oder bei hohem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre beobachtet werden. Insgesamt lassen sich an den beiden Kiefernflächen deutlich größere Schwankungen des Durchmessers und engere Zusammenhänge zwischen Durchmesser-schwankung und Wassermangel beobachten. Zum einen lässt sich dies auf unterschiedliche Bedeutung von Wassermangel an den Standorten zurückführen, was insbesondere beim Vergleich mit der Fläche 1208, an der praktisch keine Transpirationsdefizite modelliert werden, nahe liegt. Zum anderen haben aber auch baumartenspezifische

Unterschiede hinsichtlich der Wasserspeicherung im Xylem einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Ausprägung der Durchmesser-schwankungen. So wird im Splintholz von Nadelbäumen im Vergleich zu Laubbäumen mehr Wasser gespeichert, während die Speicherung in zerstreutporigen Laubbäumen gegenüber ringporigen Arten größer ist. Auch die Nutzung des im Stamm gespeicherten Wassers zur Überbrückung von Trockenperioden ist aufgrund der geringeren Anfälligkeit der Tracheiden für Embolien bei Nadelgehölzen stärker ausgeprägt (KOZŁOWSKI und PALLARDY 1997). Vor allem die selbst im Trockenjahr 2003 vergleichsweise kleinen Durchmesser-schwankungen an der Buchenfläche 1207 müssen somit wahrscheinlich auch auf die unterschiedliche Holz-anatomie zurückgeführt werden. Die ab Ende April bis Anfang Mai an der Eichenfläche zu beobachtende, stark gegenläufige Entwicklung von Wassermangel und mittlerer Durchmesser-schwankung ist im Zusammenhang mit dem in diesen Zeitraum fallenden Laubaustrieb zu sehen. Das Ausbleiben eines vergleichbaren frühjährlichen Durchmesseranstiegs vor dem Laubaustrieb an der Fläche 1207 könnte ggf. auf eine bereits für amerikanische Buchen beschriebene Besonderheit (KOZŁOWSKI und PALLARDY 1997) der Gattung hindeuten.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Vergleiche der vorliegenden Auswertungen mit anderen Arbeiten sind aufgrund unterschiedlicher Bestandes- und Standortverhältnisse sowie in der Regel anderen Modellansätzen schwierig. Größenordnungsmäßige Einordnungen sowie Vergleiche hinsichtlich besonders sensibler Effekte erscheinen trotzdem vielfach möglich.

So können bei der Modellierung des **Interzeptionsverlustes** größere Analogien zu den Ergebnissen von BRYANT et al. (2005) beobachtet werden, welche insbesondere in Laubholzbeständen deutlich bessere Anpassungen der Interzeptionsmodelle erreichten, wenn eine jahreszeitspezifische Parametrisierung erfolgte. Über deutliche Unterschiede der Parametrisierung von Interzeptionsmodellen nach GASH (1979) für belaubte und unbelaubte Buchenbestände berichten auch HERBST und THAMM (1994), welche bei insgesamt etwas geringerem Interzeptionsverlust insbesondere hinsichtlich der Verdunstung aus dem Kronenraum während Niederschlagsereignissen geringere Werte in ihren Modellen ermittelten. Über im Winter teilweise erhöhte Interzeptionsspeicher, wie sie an den Flächen 1202 und 1203 ermittelt wurden, berichten auch BREUER et al. (2003) und zitieren eine größere Exposition von Holzteilen, Moosen und Flechten als mögliche Ursache.

Die häufig beschriebenen gegenüber Laubbaumarten erhöhten Interzeptionsverluste von Kiefernbestockungen (z. B. BRYANT et al. 2005; MÜLLER 2001, 2009) konnten anhand der vorliegenden Ergebnisse nur sehr abgeschwächt nachvollzogen werden. Teilweise lässt sich dies auf flächenspezifische Besonderheiten, wie etwa ein vergleichsweise geringer Kronenschirmgrad

an der Fläche 1203 von lediglich 0,45 zurückführen. Eventuell könnten aber auch methodische Probleme bei der Parametrisierung der Modelle im Winterhalbjahr im Zusammenhang mit Schneeniederschlag zu den geringen Unterschieden beitragen.

Die für die Kiefernbestände modellierten gemeinsamen **Transpirationsraten** von Bestand und Bodenvegetation entsprechen mit ca. 205 mm in etwa den von LÜTTSCHWAGER et al. (1999) mittels Xylemfluss- und Porometermessungen ermittelten Raten in Kiefernbeständen. Auch die sich bei variierenden Anteilen weitgehend ausgleichenden Transpirationsraten von Bestand und Bodenvegetation sowie die bei dominierender Drahtschmiele im Vergleich zu Blaubeerdecken größeren Anteile der Bodenvegetation an der gesamten Transpirationsrate sind in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen von LÜTTSCHWAGER ET AL. (1999). Allerdings werden die von LÜTTSCHWAGER (2001) für die Fläche 1202 ermittelten Transpirationsraten der Baumschicht von 140...150 mm tendenziell etwas überschritten. Insgesamt dürfte die unterstellte Reduktionsfunktion zur Wurzelwasseraufnahme aber einen guten Kompromiss zur gleichzeitigen Anpassung des Modells an die beobachteten Tensionen im Boden, sowie an die Ergebnisse der Chlorid-Bilanz darstellen. Analog zu den hier angenommenen Reduktionsfunktionen der Wurzelwasseraufnahme deuten auch vergleichende Messungen zum Xylemwasserpotential von RIEK und RENGER (1994) auf eine bei Kiefern im Vergleich zu Laubbaumarten frühzeitigere Reduktion der Wasseraufnahme hin.

Bei der Modellierung der Wurzelwasseraufnahme mit verschiedenen Reduktionsfunktionen berichten auch GUTSCH et al. (2015) über insgesamt nur geringe Übereinstimmungen zwischen den modellierten täglichen Transpirationsraten und den für die Fläche 1202 vorliegenden Xylemflussraten. Dabei ermittelten sie ebenfalls teilweise deutlich über dem Maximum aller Xylemflussmessungen liegende Tageswerte der Transpiration. Differenzen zwischen Xylemflussmessungen und modellierten Transpirationsraten sowie den die Wurzelwasseraufnahme steuernden Bodenfeuchten werden von GUTSCH et al. (2015) vorrangig auf Effekte der Bodenvegetation zurückgeführt, was sich auch anhand der Schätzwerte zur Transpiration der Bodenvegetation in dieser Arbeit andeutet.

Die Wiedergabe der **Bodenfeuchtemessungen** entspricht den in anderen Arbeiten erreichten Anpassungsgüten an die verschiedenen Messsysteme brandenburgischer Level II-Flächen (z. B. WEGEHENKEL und JOCHHEIM 2003; JOCHHEIM et al. 2007). Da infolge hoher zeitlich-räumlicher Variabilität der Bodenfeuchten (z. B. v. WILPERT 1990; WESSOLEK 2001) sowie den typischen Messfehlern der eingesetzten Sonden (SCHERZER et al. 1996) auch in den Messungen Unsicherheiten enthalten sind, erscheint die Anpassung des Wasserhaushaltsmodells insgesamt befriedigend.

Im Vergleich zu früheren Modellierungen mit unterschiedlichsten Wasserhaushaltsmodellen (WEGEHEN-

KEL et al. 2001; JOCHHEIM et al. 2001; MÜLLER 2001; RIEK et al. 2006) werden die **Sickerwasserraten** grundwasserferner Kiefernbestände in der vorliegenden Arbeit teilweise mehr als doppelt so hoch eingeschätzt. Ähnlich verhält es sich beim Vergleich mit Lysimeterstudien. In jüngeren Kiefernbeständen werden dort bei sonst in etwa vergleichbaren Standortverhältnissen ebenfalls deutlich niedrigere Sickerwasserraten beobachtet (z. B. MÜLLER 2013). Dagegen sind bei Vernachlässigung der hier deutlich kleineren Transpirationsraten die für die Kiefernbestände ermittelten Wasserhaushaltskomponenten größenordnungsmäßig gut mit den THESEUS-Simulationen von WEGEHENKEL und JOCHHEIM (2003) vergleichbar. Unterschiede in vergleichbarer Größenordnung ergeben sich allerdings bereits beim Vergleich der mittels Eddy-Kovarianz-Messung und Chloridbilanz abgeschätzten Verdunstungsraten an der Fläche 1203, wobei für beide Messverfahren größere Unsicherheiten diskutiert werden (z. B. HÖRMANN et al. 2003; FISHER et al. 2007). Die modellierten Verdunstungsraten der Bodenvegetationsdecken können vergleichsweise gut mit den Ergebnissen von Messungen mit wägbaren Lysimetern in Übereinstimmung gebracht werden. So wurden von MÜLLER (2011) bei Jahresniederschlägen um 620 mm in Kiefernbeständen für Drahtschmielen dominierte Bodenvegetationsdecken Verdunstungsraten um 186 mm und bei dominierender Blaubeere Raten um 124 mm ermittelt. Die entsprechenden mit SWAP modellierten Verdunstungsraten der Bodenvegetation (einschließlich Evaporation) betragen an der Fläche 1203 (Drahtschmiele) im langjährigen Mittel 160 mm und an der Fläche 1202 (Blaubeere) 96 mm. Auch die von MÜLLER (2011) mittels wägbaren Lysimetern ermittelte Evaporationsrate bei dichtem Kronenschluss und unentwickelter Bodenvegetation von ca. 74 mm stimmt größenordnungsmäßig gut mit den für die Flächen 1207 (62 mm) und 1208 (90 mm) modellierten Evaporationsraten überein. Die für den Buchenbestand modellierten Wasserhaushaltskomponenten decken sich in den Jahren 2001 bis 2004 größenordnungsmäßig gut mit den Simulationsergebnissen von JOCHHEIM et al. (2007). Lediglich die Transpirationsraten werden im Vergleich zu JOCHHEIM et al. (2007) etwas geringer eingeschätzt, während es sich bei der Evaporation tendenziell umgekehrt verhält. Mit den für den Zeitraum 2007 bis 2011 von SOMMER et al. (2013) bestimmten Wasserhaushaltskomponenten stimmen die Ergebnisse indes auch hinsichtlich Evaporations- und Transpirationsraten sehr gut überein. Bei Berücksichtigung der um ca. 100 mm geringeren Freilandniederschläge sind die für den Buchen- und Eichenbestand ermittelten Sickerwasserraten auch mit den Ergebnissen von Großlysimetern vergleichbar (KLEIN 2000).

Während v. WILPERT (1990) die hier aufgegriffene Methodik zur Auswertung der Dendrometer-Messungen für die Einschätzung der **Wasserstressintensität** ursprünglich für Fichtenbestände auf Altmoränen-Standorten in Oberschwaben entwickelte, erscheint dieses Vorgehen angesichts der guten Übereinstimmungen mit Wassermangelindikatoren auch für die branden-

burgischen Kiefern-, Buchen-, und Eichenbestände vielversprechend. Die scheinbar weitgehend universelle Anwendbarkeit dieser Methodik deckt sich auch mit den in jüngeren Untersuchungen berichteten Erfahrungen zur Nutzung von Tagesgängen der Durchmesserentwicklung für die Bewässerungssteuerung im Obstbau (z. B. MONTORO et al. 2012; BAERT et al. 2013). Die beobachteten Ähnlichkeiten zu den modellierten Wassermangelindikatoren können zudem als Indiz für eine realistische Spezifizierung des Wasserhaushaltsmodells aufgefasst werden. Allerdings wird auch von MONTORO et al. (2012) auf deutliche Unterschiede des Quell- und Schwindverhaltens bereits zwischen den verschiedenen Sorten einer Art hingewiesen. Dies deckt sich mit den hier beobachteten sowie in der Literatur beschriebenen (KOZŁOWSKI und PALLARDY 1997) baumartenspezifischen Unterschieden der Durchmesser- und Xylemwassergehaltsschwankungen. Baumartenübergreifende Vergleiche hinsichtlich der Wasserstressintensität erscheinen somit allein auf Grundlage der Dendrometer-Messungen zunächst nur sehr eingeschränkt möglich.

Die (teilweise nicht) ermittelten **baumartenspezifischen Auswirkungen auf den Standortwasserhaushalt** sollten aufgrund der in allen Systemen bestehenden Messfehler und der zahlreichen notwendigen Annahmen im Rahmen der Modellierung nur sehr vorsichtig interpretiert werden. Dies gilt besonders für den Eichenbestand 1208, da an dieser Fläche bisher keine Messungen zu Bodenwasserpotential und Transpirationsrate durchgeführt wurden und in Folge von Problemen bei der Gewinnung von Bodenlösung aus größeren Tiefen (CI-Bilanz) kaum belastbare Abschätzungen zur realen Verdunstungsrate vorliegen. Auch ZIMMERMANN et al. (2008) weisen darauf hin, dass in der Wissenschaftsgemeinschaft unterschiedliche Auffassungen hinsichtlich baumartenspezifischer Effekte auf den Wasserhaushalt bestehen. ZIMMERMANN et al. (2008) führen dies vorrangig auf zum Teil widersprüchliche Ergebnisse bei Anwendung unterschiedlicher Verfahren zur Verdunstungsermittlung sowie auch auf standörtliche Unterschiede bei den betrachteten Untersuchungsflächen zurück.

Trotz der vielfältigen diskutierten Unsicherheiten zeigen die vorliegenden Auswertungen, dass neben den klimatischen Randbedingungen der Wasserhaushalt von Waldstandorten auch durch den Baumbestand, die Bodenvegetation und das Retentionsvermögen der Böden beeinflusst wird. Insbesondere das Wasserhaltevermögen und Entwässerungsverhalten der Böden kann offenbar deutlich zur Vermeidung von Wassermangelsituationen in Trockenperioden beitragen. Eine belastbarere Absicherung waldbaulicher Steuerungsmöglichkeiten hinsichtlich Grundwasserneubildung und Vermeidung kritischer Wassermangelsituationen sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein, für welche das Forstliche Waldzustands-Monitoring in Brandenburg einen idealen Ausgangspunkt darstellt.

Literatur

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and drainage paper, Bd. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, 300 S. URL <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm#Contents>.

BAERT, A.; VILLETZ, K.; STEPPE, K. (2013): Automatic drought stress detection in grapevines without using conventional threshold values. *Plant Soil* **369** (1-2): 439-452. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1588-1>.

BALDOCCHI, D.D.; RYU, Y. (2011): A Synthesis of Forest Evaporation Fluxes – from Days to Years – as Measured with Eddy Covariance. In: D.F. LEVIA, D. CARLYLE-MOSES, T. TANAKA (Hrsg.): *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions*. Ecological Studies, Bd. 216. Springer, S. 101-116.

BITTNER, S.; TALKNER, U.; KRÄMER, I.; BEESE, F.; HÖLSCHER, D.; PRIESACK, E. (2010): Modeling stand water budgets of mixed temperate broad-leaved forest stands by considering variations in species specific drought response. *Agricultural and Forest Meteorology* **150** (10): 1347-1357. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.06.006>.

BLACK, T.A.; GARDNER, W.R.; THURTELL, G.W. (1969): The Prediction of Evaporation, Drainage, and Soil Water Storage for a Bare Soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **33** (5): 655–660. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1969.03615995003300050013x>.

BLUME, H.P.; STAHR, K.; LEINWEBER, P. (2011): *Bodenkundliches Praktikum*. 3. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 255 S.

BRADEN, H. (1985): Ein Energiehaushalts- und Verdunstungsmodell für Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **42**: 294-299.

BRÉDA, N.; GRANIER, A. (1996): Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Ann. For. Sci.* **53** (2-3): 521-536. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19960232>.

BRÉDA, N.; HUC, R.; GRANIER, A.; DREYER, E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* **63** (6): 625-644. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006042>.

BREUER, L.; ECKARDT, K.; FREDE, H.G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* **169** (2-3): 237-293. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00274-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00274-6).

- BRYANT, M.L.; BHAT, S.; JACOBS, J.M. (2005): Measurements and modeling of throughfall variability for five forest communities in the southeastern {US}. *J. Hydrol.* **312**: 95-108. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.012>.
- CLARKE, N.; ZLINDRA, D.; ULRICH, E.; MOSELLO, R.; DEROME, J.; DEROME, K.; KÖNIG, N.; LÖVBLAD, G.; DRAAIJERS, G.P.; HANSEN, K.; THIMONIER, A.; WALDNER, P. (2010): Sampling and Analysis of Deposition, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. XIV. UNECE, ICP Forests, 66 S. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- DIN ISO 11272:2001-01: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Trockenrohdichte (ISO 11272:1998).
- DIN ISO 11274:2001-01: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens – Laborverfahren (ISO 11274:1998).
- DIN ISO 11508:2002-05: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Kornrohdichte (ISO 11508:1998).
- ENDE, H.P. (2001): Indirekte Nadelflächenbestimmung in Kiefernbeständen. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch. ökol.* **35** (1): 30-32.
- FEDDES, R.; KOWALIK, P.; ZARADNY, H. (1978): Simulation of field water use and crop yield. *Simulation Monographs*, Pudoc, Wageningen, 189 S. URL <http://edepot.wur.nl/168026>.
- FEDDES, R.A.; HOFF, H.; BRUEN, M.; DAWSON, T.; DE ROSNAY, P.; DIRMEYER, P.; JACKSON, R.B.; KABAT, P.; KLEIDON, A.; LILLY, A.; PITMAN, A.J. (2001): Modeling Root Water Uptake in Hydrological and Climate Models. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* **82** (12): 2797-2809. URL [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477\(2001\)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477(2001)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2).
- FISHER, J.B.; BALDOCCHI, D.D.; MISSON, L.; DAWSON, T.E.; GOLDSTEIN, A.H. (2007): What the towers don't see at night: nocturnal sap flow in trees and shrubs at two AmeriFlux sites in California. *Tree Physiology* **27** (4): 597-610. URL <http://dx.doi.org/10.1093/treephys/27.4.597>.
- GALE, M.R.; GRIGAL, D.F. (1987): Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Can. J. For. Res.* **17** (8): 829-834. URL <http://dx.doi.org/10.1139/x87-131>.
- GASH, J.; LLOYD, C.; LACHAUD, G. (1995): Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *J. Hydrol.* **170**: 79-86. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02697-N](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(95)02697-N).
- GASH, J.; MORTON, A. (1978): An application of the Rutter model to the estimation of the interception loss from Thetford Forest. *J. Hydrol.* **38** (1-2): 49-58. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(78\)90131-2](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(78)90131-2).
- GASH, J.H.C. (1979): An analytical model of rainfall interception by forests. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.* **105** (443): 43-55. URL <http://dx.doi.org/10.1002/qj.49710544304>.
- GASKIN, G.; MILLER, J. (1996): Measurement of Soil Water Content Using a Simplified Impedance Measuring Technique. *Journal of Agricultural Engineering Research* **63** (2): 153-159. URL <http://dx.doi.org/10.1006/jaer.1996.0017>.
- GILL, P.E.; MURRAY, W.; SAUNDERS, M.A.; WRIGHT, M.H. (2001): User's guide for npsol 5.0: A FORTRAN package for nonlinear programming. Stanford University, 43 S.
- GOWER, S.T.; NORMAN, J.M. (1991): Rapid Estimation of Leaf Area Index in Conifer and Broad-Leaf Plantations. *Ecology* **72** (5): 1896-1900. URL <http://dx.doi.org/10.2307/1940988>.
- GRANIER, A. (1985): Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Ann. For. Sci.* **42** (2): 193-200. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19850204>.
- GUTSCH, M.; LASCH-BORN, P.; SUCKOW, F.; REYER, C.P. (2015): Modeling of Two Different Water Uptake Approaches for Mono- and Mixed-Species Forest Stands. *Forests* **6** (6): 2125. URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/6/6/2125>.
- HERBST, M.; THAMM, F. (1994): Interzeptionsverlust eines norddeutschen Buchenwaldes – Eine Anwendung des Interzeptionsmodelles von Gash. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* **35**: 311-319.
- HÖRMANN, G.; SCHERZER, J.; SUCKOW, F.; MÜLLER, J.; WEGEHENKEL, M.; LUKES, M.; HAMMEL, K.; KNISS, A.; MEESENBURG, H. (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- JOCHHEIM, H.; EINERT, P.; ENDE, H.P.; KALLWEIT, R.; KONOPATZKY, A.; RIEK, W.; STROHBACH, B. (2001): Die Wasserbilanz der Level-II-Standorte Brandenburgs – Berechnungen mit dem Simulationsmodell FOREST-BGC. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 9-13.
- JOCHHEIM, H.; EINERT, P.; ENDE, H.P.; KALLWEIT, R.; LÜTTSCHWAGER, D. UND SCHINDLER, U. (2007): Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **41**: 1-14.
- KLAP, J.; REINDS, G.; BLEEKER, A.; DEVRIES, W. (2000): Environmental stress in German forests, Alterra-Rapport, Bd. 134. Alterra, Green World Research, 73 S.
- KLEIN, M. (2000): Langjähriger Wasserhaushalt von Gras- und Waldbeständen – Entwicklung, Kalibrierung

und Anwendung des Modells LYFE am Groß-Lysimeter St. Arnold. Universität Osnabrück, 211 S. Dissertation.

KONOPATZKY, A. (2012): Das Wasser macht's – Substratfeuchte in der forstlichen Standortsgliederung – erste Skalierungs- und Bewertungsansätze in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 73-82. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/detail.php/bb1.c.231253.de>.

KOOL, J.B.; PARKER, J.C. (1987): Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* **23** (1): 105-114. URL <http://dx.doi.org/10.1029/WR023i001p00105>.

KOZLOWSKI, T.T.; PALLARDY, S.G. (1997): *Physiology of Woody Plants*. 2. Aufl. Academic Press, San Diego, [u. a.], 411 S.

KROES, J.; VAN DAM, J.; GROENENDIJK, R.; C.M.J., J. (2009): SWAP version 3.2 Theory description and user manual, Alterra Report, Bd. 1649(02). Alterra, Wageningen, 284 S. URL <http://www.alterra.wur.nl/>.

LACHMANN, M. (2002): Intensität und räumliche Verteilung der Durchwurzelung im Buchenbestand in Abhängigkeit von den Bodenbedingungen auf einer Dauerbeobachtungsfläche. Fachhochschule Eberswalde, 60 S.

LESSNER, C.; BECKER, F. (2001): Jährliche Biotopkartierung mit Vegetations- und Verjüngungsaufnahme im Level II-Programm. In: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde, S. 223-229.

LÜTTSCHWAGER, D. (2001): Xylemflussmessungen von Kiefern der Level II-Fläche Beerenbusch. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 23-25.

LÜTTSCHWAGER, D.; REMUS, R. (2007): Radial distribution of sap flux density in trunks of a mature beech stand. *Ann. For. Sci.* **64** (4): 431-438. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2007020>.

LÜTTSCHWAGER, D.; RUST, S.; WULF, M.; FORKERT, J.; HÜTTL, R.F. (1999): Tree canopy and herb layer transpiration in three Scots pine stands with different stand structures. *Ann. For. Sci.* **56** (4): 265-274. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19990401>.

MARQUARDT, D.W. (1963): An algorithm for least-squares estimation of on nonlinear parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics* **11** (2): 431-441.

MENZEL, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von

Phänodaten, *Forstliche Forschungsberichte*, Bd. 164. München.

MONTEITH, J.L. (1965): Evaporation and environment. In: G.E. FOGG (Hrsg.): *The state and movement of water in living organisms*. Symposia of the Society for Experimental Biology, Bd. 19. Cambridge University Press, S. 205-234.

MONTGOMERY, R.B. (1948): Vertical eddy flux of heat in the atmosphere. *J. Meteor.* **5**: 265-274.

MONTORO, A.; FERERES, E.; LÓPEZ-URREA, R.; MANAS, F.; LÓPEZ-FUSTER, P. (2012): Sensitivity of trunk diameter fluctuations in *Vitis vinifera* L: tempranillo and Cabernet Sauvignon Cultivars. *American Journal of Enology and Viticulture* **63** (1): 85-93. URL <http://dx.doi.org/10.5344/ajev.2011.11010>.

MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* **12** (3): 513-522. URL <http://dx.doi.org/10.1029/WR012i003p00513>.

MÜLLER, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 14-18.

MÜLLER, J. (2009): Forestry and water budget of the lowlands in northeast Germany – consequences for the choice of tree species and for forest management. *Journal of Water and Land Development* **13a**: 133-148. URL <http://dx.doi.org/10.2478/v10025-010-0024-7>.

MÜLLER, J. (2011): Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12** (12): 37-46. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01254>.

MÜLLER, J. (2013): Die Bedeutung der Baumarten für den Landschaftswasserhaushalt. In: 15. Gumpensteiner Lysimetertagung Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, S. 49–56.

MUZYLO, A.; LLORENS, P.; VALENTE, F.; KEIZER, J.; DOMINGO, F.; GASH, J. (2009): A review of rainfall interception modelling. *J. Hydrol.* **370**: 191-206. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.058>.

NIEMINEN, T. (Hrsg.) (2011): *Soil Solution Collection and Analysis, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*, Bd. XI. UNECE, ICP Forests, 30 S. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.

RENGER, M.; BOHNE, K.; FACKLAM, M.; HARRACH, T.; RIEK, W.; SCHÄFER, W.; WESSOLEK, G.; ZACHARIAS, S. (2009): *Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe*

„Kennwerte des Bodengefüges,“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 5-51.

RENGER, M.; STREBEL, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* **32** (12): 572-575.

RICHARDS, L.A. (1928): The usefulness of capillary potential to soilmoisture and plant investigators. *Journal of Agricultural Research* **37**: 719-742. URL <http://naldc.nal.usda.gov/download/IND43967521/PDF>.

RICHARDS, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *J. Appl. Phys.* **1** (5): 318-333. URL <http://scitation.aip.org/content/aip/journal/jap/1/5/10.1063/1.1745010>.

RICHARDS, L.A. (1942): Soil moisture tensiometer materials and construction. *Soil Sci.* **53** (4): 241-248.

RICHARDS, L.A.; GARDNER, W. (1936): Tensiometers for Measuring the Capillary Tension of Soil Water. *Agron. J.* **28** (5): 352-358. URL <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050002x>.

RIEK, W. (1995): Standorteigenschaften, Wuchsleistung und Schädigung von Kiefern- und Eichenforsten im Berliner Raum, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 16. Selbstverlag Technische Universität Berlin, 144 S.

RIEK, W.; KALLWEIT, R.; EINERT, P.; STROHBACH, B. (2006): Wasser- und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen des Level II-Dauerbeobachtungsprogramms in Brandenburg. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **40** (4): 145-157.

RIEK, W.; RENGER, M. (1994): Der Wasserhaushalt der Kiefer (*Pinus sylvestris*) als Funktion von Boden- und Klimaparametern in den Berliner Forsten. *Forstarchiv* **65**: 167-171.

RIEK, W.; STROHBACH, B. (2001): Untersuchungen zum Wasserhaushalt auf Level II-Standorten in Brandenburg. In: Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde, S. 116-131.

RUTTER, A.; KERSHAW, K.; ROBINS, P.; MORTON, A. (1971): A predictive model of rainfall interception in forests, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agricultural Meteorology* **9** (0): 367-384. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0002-1571\(71\)90034-3](http://dx.doi.org/10.1016/0002-1571(71)90034-3).

SCHAAP, M.G.; LEIJ, F.J.; VAN GENUCHTEN, M.T. (2001): Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 163-176. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00466-8).

SCHERZER, J.; SCHAAF, W.; HÜTTL, R. (1996): Eignung von FDR- und TDR-Sonden zur Erfassung der Bodenfeuchte in Kippsubstraten mit erhöhter Leitfähigkeit. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **80**: 279-282.

SCHULTE-BISPING, H. (2013): 50-jährige Zeitreihe der Dynamik des Wasserhaushaltes eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Brandenburg. *Forstarchiv* **84**: 119-126. URL <http://dx.doi.org/10.4432/0300-4112-84-119>.

SCHWÄRZEL, K.; FEGER, K.H.; HÄNTZSCHEL, J.; MENZER, A.; SPANK, U.; CLAUSNITZER, F.; KÖSTNER, B.; BERNHOFER, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* **258** (10): 2163-2174. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.033>.

SCOTT, P.S.; FARQUHAR, G.J.; KOUWEN, N. (1983): Hysteretic effects on net infiltration. In: *Advances in Infiltration – Proceedings of the National Conference on Advances in Infiltration December 12-13, 1983 Chicago, Illinois*. ASAE Publication, Bd. 11-83. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, S. 163-170.

SHAW, R.H.; LAING, D.R. (1966): Moisture Stress and Plant Response. In: W.H. PIERRE, D. KIRKHAM, J. PESEK, R. SHAW (Hrsg.): *Plant Environment and Efficient Water Use*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI, S. 73-94. URL <http://dx.doi.org/10.2134/1966.plantenvironment.c5>.

ŠMÚNEK, J.; KODEŠOVÁ, R.; GRIBB, M.M.; VAN GENUCHTEN, M.T. (1999): Estimating hysteresis in the soil water retention function from cone permeameter experiments. *Water Resour. Res.* **35** (5): 1329-1345.

SOMMER, M.; JOCHHEIM, H.; HÖHN, A.; BREUER, J.; ZAGORSKI, Z.; BUSSE, J.; BARKUSKY, D.; MEIER, K.; PUPPE, D.; WANNER, M.; KACZOREK, D. (2013): Si cycling in a forest biogeosystem – the importance of transient state biogenic Si pools. *Biogeosciences* **10** (7): 4991-5007. URL [10.5194/bg-10-4991-2013](http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-4991-2013).

STROHBACH, B.; KONOPATZKI, A. (2001): Bodenmorphologische und bodenchemische Klassifizierung der brandenburgischen Dauerbeobachtungsflächen (Level II). In: *Forstliche Umweltkontrolle – Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern*. Landesforstanstalt Eberswalde, S. 132-161.

SWINBANK, W.C. (1951): The measurement of vertical transfer of heat and water vapor by eddies in the lower atmosphere. *J. Meteor.* **8**: 135-145.

TOPP, G.C.; DAVIS, J.L.; ANNAN, A.P. (1980): Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* **16** (3): 574-582. URL <http://dx.doi.org/10.1029/WR016i003p00574>.

TOPP, G.C.; DAVIS, J.L.; CHINNICK, J. (1983): Using TDR water content measurements for infiltration studies.

In: *Advances in Infiltration – Proceedings of the National Conference on Advances in Infiltration* December 12-13, 1983 Chicago, Illinois. ASAE Publication, Bd. 11-83. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, S. 231-240.

VACHER, H.; AYERS, J. (1980): Hydrology of small oceanic islands – Utility of an estimate of recharge inferred from the chloride concentration of the freshwater lenses. *J. Hydrol.* **45** (1): 21-37. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(80\)90003-7](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(80)90003-7).

VAN DAM, J.C. (2000): Field-scale water flow and solute transport – SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Universität Wageningen, Dissertation.

VAN GENUCHTEN, M.T. (1980): A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44** (5): 892-898. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.0361599500440050002x>.

VAN GENUCHTEN, M.T.; LEIJ, F.J.; YATES, S.R. (1991): The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA-Bericht: EPA/600/2-91/065, U.S. Environmental Protection Agency, 83 S. URL http://www.ars.usda.gov/sp2UserFiles/Place/53102000/pdf_pubs/P1228.pdf.

V. WILPERT, K. (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde - Ein Methodenkonzept zur Erfassung standortsspezifischer Wasserstressdisposition, *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*,

Bd. 24. Selbstverlag Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 184 S.

WEGEHENKEL, M.; JOCHHEIM, H. (2003): Modellierung des Wasserhaushaltes von Kiefernbeständen des Level-II-Programms in Brandenburg mit unterschiedlich komplexen Simulationsmodellen. *Forstw. Cbl.* **122** (5): 302-317. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-003-0003-5>.

WEGEHENKEL, M.; JOCHHEIM, H.; EINERT, P.; KALLWEIT, R.; KONOPATZKI, A.; RIEK, W.; STROHBACH, B. (2001): Wasserhaushaltssimulation der Level-II-Kiefernbestände Brandenburgs. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 5-8.

WENK, G.; ANTANAITIS, V.; ŠMELKO, V. (1990): *Waldertragslehre*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 448 S.

WESSOLEK, G. (2001): Bestimmung von Wasserhaushaltskomponenten in Waldökosystemen. Probleme und Erfahrungen. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 2-4.

WINSOR, C.P. (1932): The Gompertz Curve as a Growth Curve. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **18** (1): 1-8. URL <http://www.pnas.org/content/18/1/1.short>.

ZIMMERMANN, L.; RASPE, S.; SCHULZ, C.; GRIMMEISEN, W. (2008): Wasserverbrauch von Wäldern – Bäume und Bestände verdunsten unterschiedlich stark. *LWF aktuell* **66**: 16-20.

Charakterisierung der Level II-Flächen anhand waldwachstumskundlicher Parameter

ANNETT DEGENHARDT, REINHARDT KALLWEIT, RALF BARTH, SYBILLE WENK, HUBERT JOCHHEIM (ZALF)

Baumartenzusammensetzung und Altersstruktur

Insgesamt 12 Level II-Flächen werden derzeit in Berlin (3) und Brandenburg (9) mit unterschiedlichen Intensitäten beobachtet. Dabei finden die im nordost-deutschen Tiefland am häufigsten auftretenden Bestandesaufbauformen Berücksichtigung (Abb. 1). Das Hauptaugenmerk liegt bei der Kiefer im Reinbestand bzw. in Mischung mit Buche und Eiche, wobei der Laubholzunterstand teilweise nur sehr vereinzelt entwickelt ist. Außerdem sind zwei Eichenbestände und ein Buchenbestand in die Untersuchungen einbezogen.

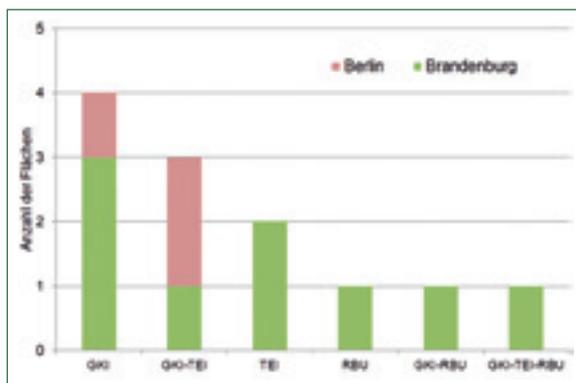
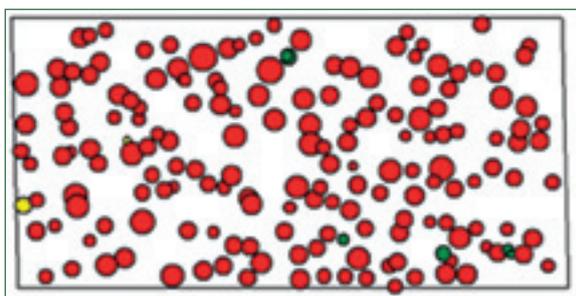


Abb. 1: Verteilung der Level II-Flächen auf die Länder Berlin und Brandenburg.

Alle Bestände stehen seit mindestens 10 Jahren unter intensiver Beobachtung. Da das Wachstum bzw. der Zuwachs der Bäume ein guter Indikator für den Zustand der Bäume und Bestände sind, werden im Abstand von ungefähr fünf Jahren alle Brusthöhdurchmesser sowie eine repräsentative Anzahl von Höhen auf diesen Flächen gemessen (Tab. 1). Für die jeweiligen Beobachtungszeiträume liegen daher 3 – 6 waldwachstumskundliche Aufnahmen vor.

Auf der Basis dieser Messwerte lassen sich waldwachstumskundliche Bestandeskennwerte ableiten



(DEGENHARDT 2001). Insbesondere ist die Höhe des Grundflächenmittelstammes (HG) Ausdruck des Leistungspotentials bzw. der Standortgüte, die mit Hilfe von Ertragstafeln als Ertragsklasse (EKL) des Bestandes bestimmt wird. Dabei werden folgende Ertragstafeln zugrunde gelegt:

Kiefer: LEMBCKE et al. (1975) (mittleres Ertragsniveau)

Buche: DITTMAR et al. (1983)

Eiche: ERTFELD (1961)

Da es sich bei den Level II-Flächen um bewirtschaftete Bestände handelt, lassen sich mit Hilfe des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (DG) und der Grundfläche bzw. des Bestockungsgrades (BG) Rückschlüsse auf den Pflegezustand und die Struktur der Bestände ziehen.

Der unterschiedliche Aufbau der Bestände lässt sich in gewissem Maße bereits anhand der Baumartenverteilungen und der Altersstrukturen erkennen (Tab. 1).

Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Stammverteilung und die Bestandesstruktur der Fläche Beerenbusch Kiefer 1202 zum Zeitpunkt der letzten waldwachstumskundlichen Aufnahme im Herbst 2014. Nur sehr ungleichmäßig auf der Fläche verteilt haben sich einzelne Buchen entwickeln können, die insgesamt einen Bestockungsgrad von 0,16 ausmachen. Der Kiefern oberstand erreicht dagegen noch einen Bestockungsgrad von 1,15 und ist damit überdurchschnittlich dicht geschlossen.

Charakterisierung des Wachstums der Kiefern

Die Kiefern oberstände sind auf allen untersuchten Flächen älter als 80 Jahre. Die teilweise, aber nur mit geringen Grundflächenanteilen vorhandenen Laubholzunterstände erreichen dagegen kaum das Alter von 50 Jahren. Allein die Fläche Grunewald 1102 enthält

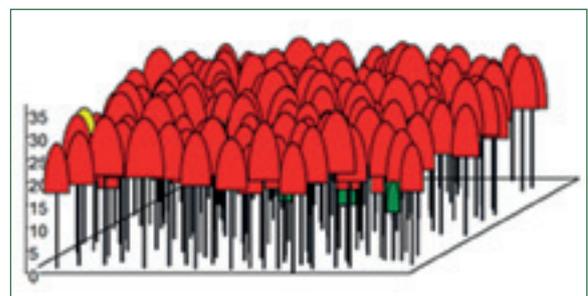


Abb. 2: Stammverteilung und Aufriss Beerenbusch Kiefer 1202 (rot: Kiefer, grün: Buche, gelb: Fichte)

Tab. 1: Waldwachstumskundliche Charakterisierung der Level II-Flächen.

Nr.	Bezeichnung	Beginn	Anzahl waldwachstumskundlicher Bestandesaufnahmen	Baumart	2016		
					Alter	EKL	BG
1101	Grunewald	2005	3	GKI TEI	151	2,23	0,69
					36	-2,04	0,49
1102	Grunewald	2005	3	GKI GKI TEI	135	1,68	0,11
					64	0,25	0,75
					64	1,02	0,3
1103	Köpenick	2005	3	GKI	101	2,24	1,04
1201	Natteheide	1994	5	GKI	89	1,03	0,92
1202	Beerenbusch Kiefer	1994	5	GKI RBU	84	-0,33	1,15
					48	1,9	0,16
1203	Kienhorst Kiefer	1994	5	GKI	112	1,66	1,02
1204	Weitzgrund	1994	5	GKI	104	1,27	0,86
1205	Neusorgefeld	1994	5	GKI TEI	92	0,32	0,75
					24	0,89	0,04
1206	Schwenow	1994	5	GKI TEI RBU	95	0,64	0,9
					22	0,57	0,07
					22	0,55	0,01
1207	Beerenbusch Buche	2000	6	RBU	128	1,89	0,93
1208	Fünfeichen	2003	4	TEI	87	0,07	1,14
1209	Kienhorst Eiche	2005	3	TEI	136	0,41	1,02

in der zweiten Schicht Kiefern und Eichen mit einem Alter von 64 Jahren.

Die Höhen des Grundflächenmittelstammes (HG) liegen für alle Bestände im Bereich der 0. – III. Ertragsklasse, wobei die Reinbestände 1103, 1201, 1203 und 1204 sowie die sehr alten Kiefernoberbestände die schlechteren Ertragsklassen aufweisen. Die Kiefernbestände mit natürlich entwickeltem Laubholzunterstand erreichen dagegen geringfügig bessere Ertragsklassen (Abb. 3). Die Entwicklung der Bestände über den Beobachtungszeitraum lässt bei allen Flächen einen leichten Anstieg der aus den Höhen abgeleiteten Ertragsklassen erkennen.

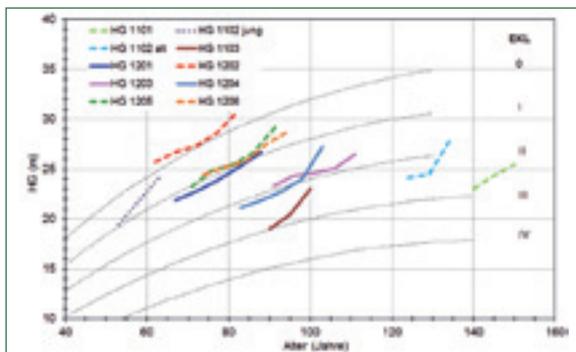


Abb. 3: Die Entwicklung der Höhen des Grundflächenmittelstammes (HG) im Vergleich zur Kiefern-Ertragstafel (Kiefern-Reinbestand: durchgezogene Linien, Kiefern-Oberstand: gestrichelte Linie, Kiefern-Unterstand: gepunktete Linie).

Alle Bestände mit ca. 60- bis 120 jährigen Kiefern im Oberstand weisen Bestockungsgrade um 1 auf (Abb. 4). Die zu beobachtenden Bestockungsgradabsenkungen

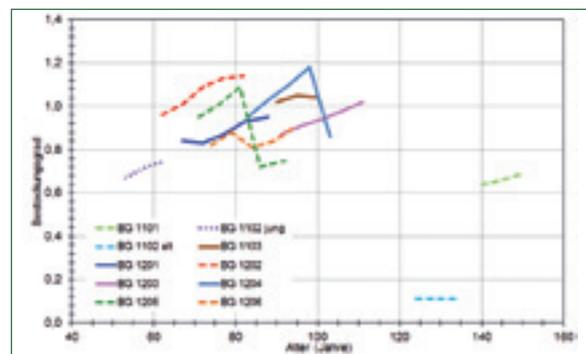


Abb. 4: Die Entwicklung der Bestockungsgrade (Kiefern-Reinbestand: durchgezogene Linien, Kiefern-Oberstand: gestrichelte Linien, Kiefern-Unterstand: gepunktete Linien).

resultieren aus unterschiedlich starken Durchforstungseingriffen (Tab. 2). Abbildung 5 zeigt das Ergebnis der Durchforstung in der Fläche Neusorgefeld 1205, die zu einer Bestockungsgradreduktion von 1,09 auf 0,72 führte. Der relativ starke Eingriff erfolgte mit dem Ziel, die Entwicklung der Eichen im Unterstand zu begünstigen.

Auf den Flächen 1101 und 1102 erreichen die Grundflächen der schon recht alten Kiefernoberbestände nur noch Bestockungsgrade von 0,7 bzw. 0,1. Dafür nehmen hier der Eichen- (0,5 bzw. 0,3) und Kiefernunterstand (0,8) einen stärkeren Anteil ein.

Die Entwicklungen des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (Abb. 6) verhalten sich ähnlich wie die der Höhen. Die Durchmesser der Kiefernbestände mit Laubholzunterstand haben auch hier wieder größere Dimensionen als die Durchmesser in den Kiefern-

Tab. 2: Durchforstungseingriffe in der Kiefer im Beobachtungszeitraum

Nr.	Bezeichnung	Zeitpunkt der Durchforstung	Durchforstungsstärke
1201	Natteheide	2000/02	Reduktion der Grundfläche um 16 %
1204	Weitzgrund	2014/15	Reduktion der Grundfläche um 29 %, Anlage von Rückegassen
1205	Neusorgefeld	2005/06	Reduktion der Grundfläche des GKI-Oberstandes um 38 %
1206	Schwenow	2003/04	Reduktion der Grundfläche des GKI-Oberstandes um 17 %

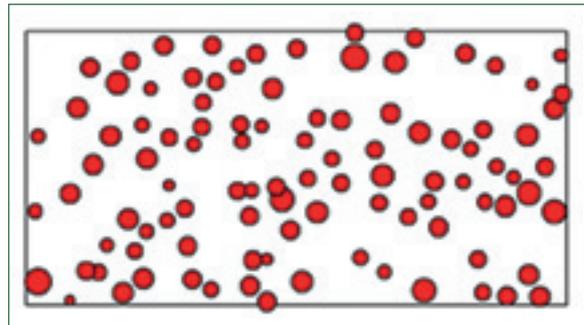
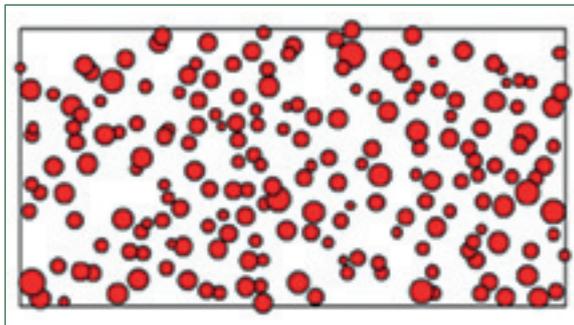


Abb. 5: Die Stammverteilung des Kiefereoberstandes Neusorgefeld 1205 vor und nach der Durchforstung 2006.

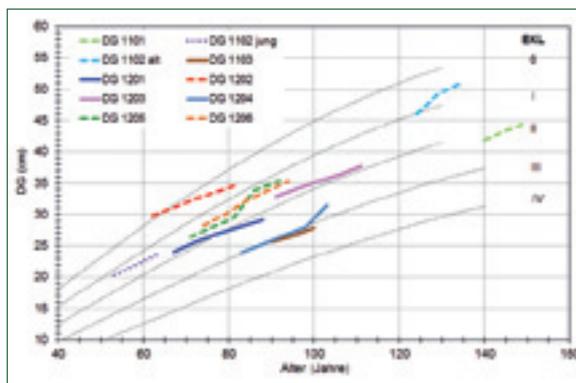


Abb. 6: Die Entwicklung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (DG) (Kiefern-Reinbestand: durchgezogene Linien, Kiefern-Oberstand: gestrichelte Linien, Kiefern-Unterstand: gepunktete Linien).

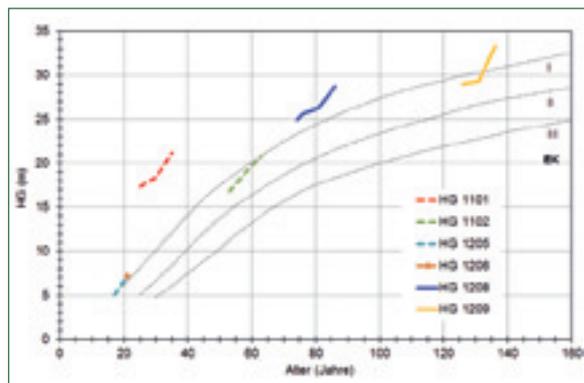


Abb. 7: Die Entwicklung der Höhen des Grundflächenmittelstammes (HG) im Vergleich zur Eichen-Ertragstafel (Eichen-Reinbestand: durchgezogene Linien, Eichen-Unterstand: gestrichelte Linie).

reinbeständen. Außerdem folgen die Entwicklungen der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes überraschend genau den Ertragstafelvorgaben. Einzig die sehr alten Kiefernbestände in den Flächen 1101 und 1102 weisen überproportional große Durchmesser auf. Ursachen hierfür könnten einerseits der beschleunigte Durchmesserzuwachs aufgrund der geringen Konkurrenz bei geringer Bestockungsdichte, andererseits aber auch nur eine rechnerische Erhöhung des Durchmessers bei Entnahme von meist schwächeren Stämmen sein.

Ähnlich verhält es sich auf den Flächen 1204 und 1205, auf denen die relativ starken Durchforstungseingriffe insbesondere in den unteren Durchmesserklassen zu einer rechnerischen Verschiebung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes und damit zu einem Knick im sonst sehr kontinuierlichen Kurvenverlauf führen.

Charakterisierung des Wachstums der Eichen

Die in das Level II-Programm Brandenburgs einbezogenen Eichen-Flächen 1208 und 1209 liegen im

Vergleich zur Eichen-Ertragstafel (ERTELD 1961) im Bereich der ersten Ertragsklasse und teilweise sogar darüber (Abb. 7). Auch die Unterstandseichen in den Flächen 1101, 1102, 1205 und 1206 erreichen dieses hohe Leistungsniveau.

Auffällig ist, dass die Eichen in den Reinbeständen bei Bestockungsgraden um 1,2 sehr dicht bestockt sind

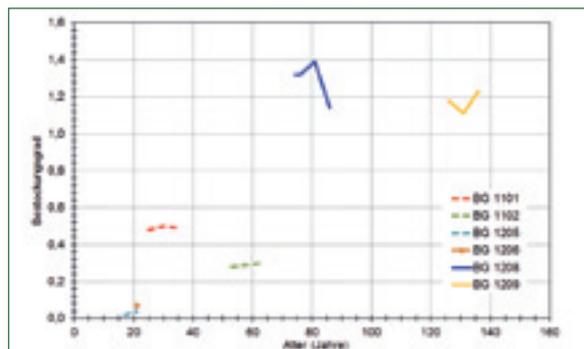


Abb. 8: Die Entwicklung der Bestockungsgrade (Eichen-Reinbestand: durchgezogene Linien, Eichen-Unterstand: gestrichelte Linien).

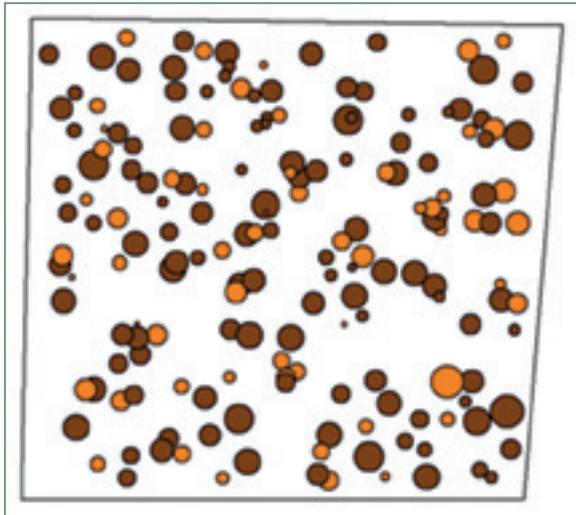


Abb. 9: Stammverteilung und Aufriss Fünfeichen 1208 (orange: im Jahr 2012 entnommene Eichen, braun: verbleibender Bestand der Eichen).

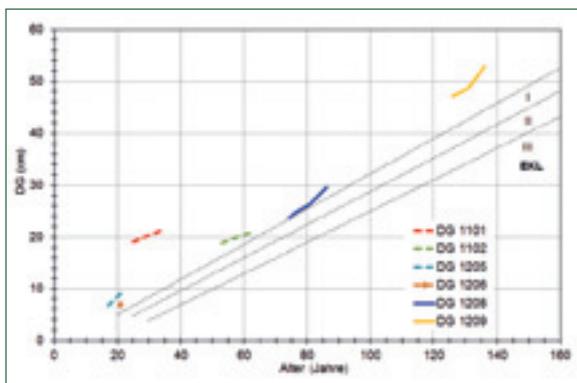
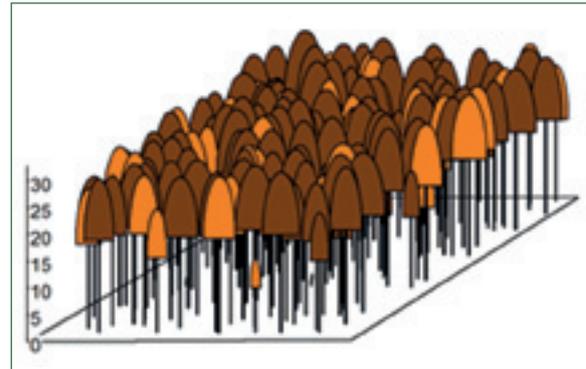


Abb. 10: Die Entwicklung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (DG) (Eichen-Reinbestand: durchgezogene Linien, Eichen-Unterstand: gestrichelte Linien).

(Abb. 8). Auch die relativ starke Durchforstung im Jahr 2012 mit einer Reduktion der Grundfläche von 24 % konnte den Bestockungsgrad in der Fläche Fünfeichen 1208 nur von 1,39 auf 1,14 senken (Abb. 9).

Die Eichenverjüngung auf den Berliner Flächen Grunewald 1101 und 1102 weisen schon Bestockungsgrade

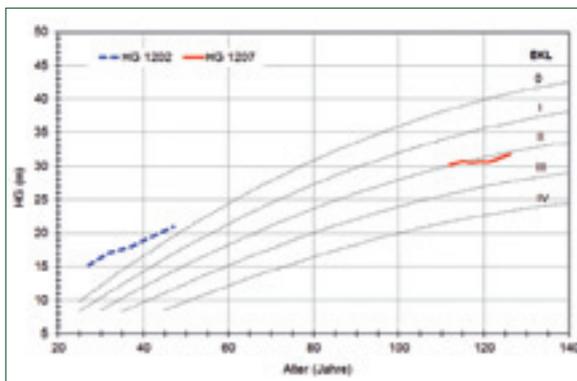


Abb. 11: Die Entwicklung der Höhen des Grundflächenmittelstammes (HG) im Vergleich zur Buchen-Ertragstafel (Buchen-Reinbestand: durchgezogene Linien, Buchen-Unterstand: gestrichelte Linien).

von 0,49 und 0,3 auf. Auf den Flächen 1205 und 1206 beginnt sich der Eichenunterstand erst zu entwickeln. Mit Bestockungsgraden unter 0,1 kann er zunächst nur als Mittel zur stärkeren Strukturierung und Stabilisierung der Kiefernreinbestände betrachtet werden.

Die Entwicklung der Durchmesser (Abb. 10) der Eichenunterstände entsprechen ungefähr den durch die Ertragsklassen vorgegebenen Ertragstafelverläufen. Die Eichen der Fläche Kienhorst 1209 sind dagegen etwas stärker als erwartet. Bei relativ geringer Stammzahl ergibt sich der hohe Bestockungsgrad daher offensichtlich aus den größeren Durchmessern der Eichen.

Charakterisierung des Wachstums der Buchen

Die Buchen werden im Rahmen des Brandenburger Level II-Programms nur durch zwei Flächen repräsentiert. Auf der Fläche Beerenbusch 1207 stockt ein 128-jähriger Buchenreinbestand einer mittleren Ertragsklasse (Abb. 11-12), was sich sowohl in der Höhen- als auch Durchmesserentwicklung widerspiegelt.

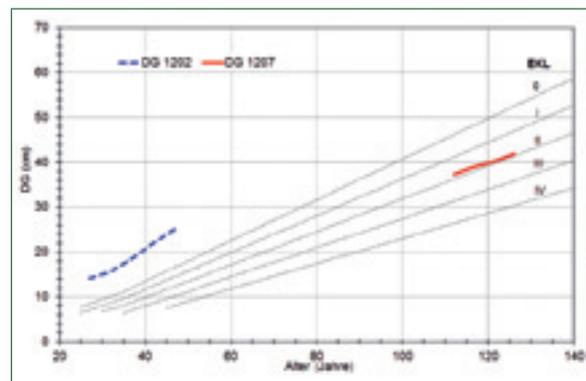


Abb. 12: Die Entwicklung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (DG) (Buchen-Reinbestand: durchgezogene Linien, Buchen-Unterstand: gestrichelte Linien).

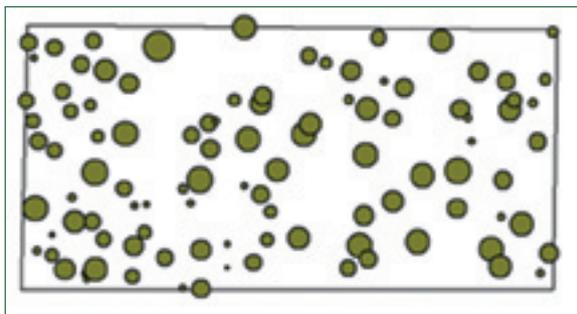


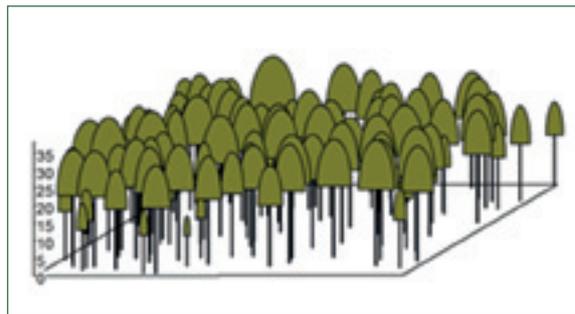
Abb. 13: Stammverteilung und Aufriss Beerenbusch Buche 1207.

In den letzten 15 Jahren erfolgten keine Durchforstungseingriffe, so dass sich der Bestockungsgrad von 0,77 auf 0,93 erhöhte (Abb. 13).

Außerdem konnten sich unter dem 84-jährigen Kiefernbestand Beerenbusch 1202 einzelne Buchen recht gut entwickeln (Abb. 2). Bei einem derzeitigen Bestockungsgrad von 0,04 kann man hier jedoch nur von einer geringen Laubholzbeimischung im Kiefern-Reinbestand sprechen.

Zusammenfassung

Alle im Level II-Programm beobachteten Flächen liegen im Bereich der Ertragstafelvorgaben. Damit sind diese Bestände vergleichbar mit den bewirtschafteten Beständen Berlins und Brandenburgs. Auffällig sind die teilweise recht hohen Bestockungsgrade in den Kiefern- und Eichenaltbeständen. Um zukünftig auch noch repräsentativ für den Wirtschaftswald zu sein, dürfen Pflege- und Durchforstungsmaßnahmen nicht vernachlässigt werden. Insbesondere werden diese erforderlich, um die natürliche Verjüngung in den teilweise weit über 80-jährigen Beständen zu initiieren bzw. weiter zu fördern. Entsprechend des Grundsatzes 1 der Waldbaurichtlinien des Landesbetriebes Forst Brandenburg (MLUV 2004) „Stabilität und Elas-



tizität der Wälder sind durch Erhalt und Verbesserung der Waldstrukturen ... zu gewährleisten“ werden erst dadurch die Untersuchungen auf den Level II-Flächen den praktischen Erfordernissen gerecht.

Literatur

DEGENHARDT, A (2001): Algorithmen und Programme zur waldwachstumskundlichen Auswertung von Versuchs- und Probeflächen. Landesforstanstalt Eberswalde, Bericht 5/2001.

DITTMAR, O.; KNAPP, E.; LEMBCKE, G. (1975): DDR-Buchen-Ertragstafel 1983. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Information.

ERTELD, W. (1961): Ertragstafelauszüge für den Gebrauch in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.

LEMBCKE, G.; KNAPP, E.; DITTMAR, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Ertragskunde.

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz (MLUV) (2004): Waldbau-Richtlinien 2004 „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam.

Wachstumsverhalten und witterungssensitive Zuwachsreaktionen des Baumbestandes der Brandenburger Level II-Plots

WOLFGANG BECK, THÜNEN INSTITUT FÜR WALDÖKOSYSTEME, EBERSWALDE

Grundsätzliche Zusammenhänge, Zielstellung und Motivation der Untersuchungen

Die jährlichen Wachstumsraten von Bäumen und Baumbeständen widerspiegeln auf integrative Weise die Gunst oder Ungunst aller einwirkenden ökologischen Faktoren. Die Anlagerung von Holz an Holz im Prozess des Baumwachstums ist zugleich die wirtschaftlich interessanteste Eigenschaft von Wäldern. Die in Form von Jahrringen angelagerten Wachstumsraten ermöglichen als mittel- bis langfristige Zeitreihen das Nachverfolgen des Wachstumsablaufs über Jahrzehnte hinweg und lassen so Rückschlüsse auf Veränderungen der Wachstumsbedingungen zu. Die Wachstumsrate in einem Jahr ist die Resultante aus messbaren boden- und luftchemischen, bodenphysikalischen und meteorologischen Bedingungen, bzw. ihrer Veränderungen.

Ertragskundliche Untersuchungen erfassen in mehr oder weniger gleichmäßigen zeitlichen Intervallen Baumdurchmesser und Höhen aller Bäume eines Bestandes und ermöglichen auf diese Weise ein Nachverfolgen der Bestandesentwicklung und eine Bestimmung des flächenbezogenen Holzzuwachses.

Dendroökologische Analysen machen Jahrringzeitreihen, die nach Möglichkeit das gesamte Baum-, bzw. Bestandesleben umfassen, zum Gegenstand der Untersuchungen. Zeitreihen von Wachstumsraten dienen als Mittel der Bioindikation der Baum- und Bestandesvitalität und deren Veränderungen. Hierzu werden Bohrkerne an einer repräsentativen Anzahl (~20) von Probestämmen entnommen. Nach der Erfassung der Jahrringzeitreihen und deren Synchronisation kann eine jahrgenaue Zuordnung der Wachstumsraten und der entsprechenden, auf den Level II-Plots gemessenen ökologischen Einflussfaktoren erfolgen. Ursache-Wirkungs-Beziehungen können analysiert werden.

Während die Erfassung aller Baumdurchmesser und von Baumhöhen an 10 % aller Bäume auf den Level II-Plots im zeitlichen Abstand von fünf Jahren eine verpflichtende Untersuchung im Level-II-Programm ist, sind zeitlich höher auflösende Untersuchungen von Jahrringanalysen und Zuwachsfeinmessungen immer noch freiwillig. Auf den Brandenburger Level II-Plots wurden bereits im Jahr 2000 erste Bohrkerne entnommen. Weitere Probestämme kamen im Jahr 2007 hinzu. Im Sommer 2015 wurde eine erneute, nun abschließende Bohrkernentnahme vorgenommen.

Im Zeitraum zwischen diesen Probenahmen haben sich deutliche Veränderungen in den Wachstumsbedingungen der Waldbestände überall in Deutschland ergeben. Durch Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft und durch wirtschaftliche Veränderungen konnten die Stoffeinträge in Wälder messbar gemindert werden. Dies betrifft vornehmlich Schwefelverbindungen und massive Stickstoffeinträge aus Massentierhaltung und der Düngemittelproduktion. Trotzdem ist die Deposition von Stickstoffverbindungen in Wälder aus Verkehr, Industrie und Landwirtschaft immer noch weit oberhalb natürlicher Verhältnisse. Zeitgleich mit der Verminderung der Stoffeinträge sind jedoch klimatische Veränderungen, die im Wesentlichen in einem Temperaturanstieg und dem wiederholten Auftreten von trocken-heißen Sommern bestehen, zu einer neuen Belastung für das Waldwachstum geworden. Die im Jahre 2015 wiederholte Bohrkernentnahme geht also der Frage nach in welcher Weise diese beiden Ursachenkomplexe – Verminderung der Stoffeinträge und wiederholter Trockenstress – den Wachstumsablauf der Level II-Bestände beeinflusst haben.

Ausgeführte Untersuchungen

Alle Kiefernbestände wurden dreimal beprobt. Im Jahre 2000 wurden jeweils zwei Bohrkerne an 30 herrschenden Probestämmen entnommen. Im Jahre 2007 kamen Bohrkerne von weiteren zehn Bäumen hinzu. Im Jahr 2015 wurden Bohrkerne an weiteren 20 Probestämmen entnommen. Die gesamte Probe von 60 Bäumen garantiert eine hohe Repräsentanz für den untersuchten Baumbestand. Die Buchen-Level II-Fläche in Beerbusch wurde zweimal, in den Jahren 2006 und 2015 beprobt. In den neu angelegten Traubeneichen-Level II-Plots Kienhorst und Fünfeichen wurden 2015 erstmalig Bohrkerne an 20 herrschenden Probestämmen entnommen.

Die Bohrkerne wurden getrocknet und in hölzerne Bohrkernträger lagerichtig, d. h. mit senkrechtem Faserverlauf, eingeleimt. Die so fixierten Proben wurden in mindestens zwei Stufen mit zunehmend feinerer Körnung (100 – (220) – 320) geschliffen. Die Vermessung der Jahrringbreiten erfolgte an einem LINTAB-Messtisch mit Hilfe der Messsoftware TSAP (Time Series Analysis Program). Die Jahrringbreiten-Zeitreihen beider Bohrkerne eines Probestammes wurden untereinander synchronisiert und zur mittleren Zeitreihe des Baumes vereinigt. Die untereinander synchronen Jahrringbreiten-Zeitreihen aller Bäume einer Level II-

Abb. 1: Durchmesserwachstumsverläufe aus drei Probenahmen; Beispiel Level II-Plot Beerenbusch, Baumart Kiefer.

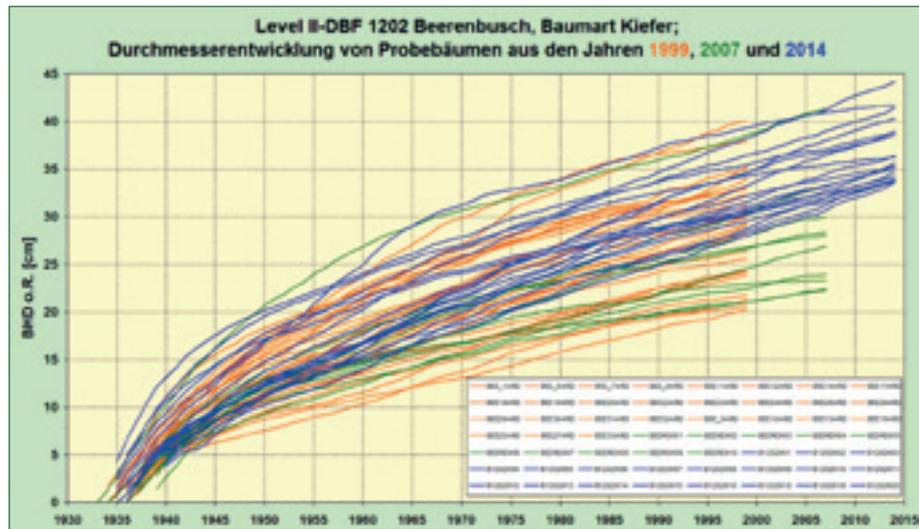
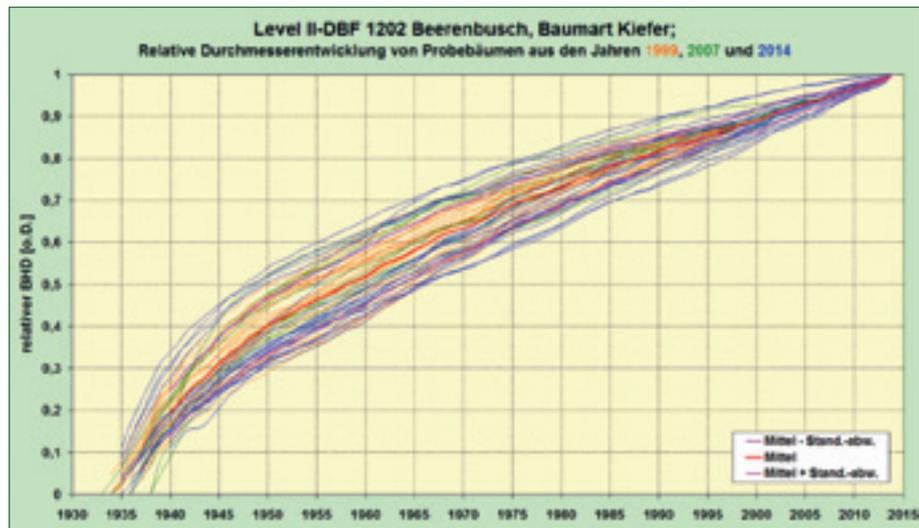


Abb. 2: Relativverlauf der Durchmesserentwicklung der Probebäume aus wiederholten Probenahmen; Beispiel Level II-Plot Beerenbusch, Baumart Kiefer.



Fläche bilden die Jahrringbreiten-Chronologie, d. h. eine Sammlung synchroner Zeitreihen mit jahrgenauer Datierung. Die Herleitung des wachstumskundlichen Primärbefundes erfolgte mit MS-EXCEL. Die Jahrringbreiten-Zeitreihen wurden in Durchmesser-Zeitreihen überführt. Die Vereinigung des Datenmaterials aus mehreren Probenahmen ist möglich, indem die absoluten Durchmessererläufe in Relativverläufe zwischen Null und Eins transformiert werde. Die Dynamik des Durchmesserwachstums verschiedener Bäume ist im Relativverlauf gut vergleichbar und Verhaltens-Ausreißer sind gut identifizierbar (Abb. 1 u. 2).

Das präsentierte Beispiel zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung im Wachstumsablauf aller 60 analysierten Probebäume. Mit Hilfe des mittleren, relativen Durchmessererläufs (vgl. Abb. 2) kann unter Verwendung des Kreisflächenmitteldurchmessers aller einbezogenen Bäume der mittlere absolute Durchmessererläuf der Gesamtprobe berechnet werden. Hieraus lässt sich die mittlere Kreisflächenentwicklung, der mittlere Kreisflächenzuwachsverlauf und der mittlere Radialzuwachsverlauf berechnen. Die Gesamtschau dieser Verlaufskurven ermöglicht eine Beurteilung des Wachstumsablaufs des analysierten Baumbestandes

(Abb. 3 bis 5). Sie repräsentieren das mittlere, systemtypische Wachstumsverhalten (BECK, 2008).

Von besonderem Interesse ist die Entwicklung der Waldbestände unter den Bedingungen wärmerer und trockenerer Sommer. Im nordostdeutschen Tiefland traten die Sommer der Jahre 2003 und 2006 mit langanhaltender Trockenheit und Hitze in Erscheinung. Im Zusammenhang damit steht nicht nur die Frage nach den Zuwachseinbußen im jeweiligen Ereignisjahr sondern auch nach deren längerfristigen Nachwirkungen. Um die Weiterentwicklung der Baumbestände ab dem Jahr 2003 bewerten zu können, ist ein Referenzmodell nötig. Da im vorliegenden Fall kein flächenbezogener Zuwachs, sondern Einzelbaumwachstumsraten von herrschenden Bäumen erfasst wurden, kommen sonst übliche Referenzmodelle zum Nachweis von Wachstumsveränderungen nicht in Frage. Als Referenz für den Zuwachsverlauf ab 2003 dient hier die zehnjährige, unmittelbar vorangegangene Periode von 1993 bis 2002. Alle Radialzuwachswerte des Zeitabschnitts 1993 bis 2014 werden in relative Werte umgerechnet. Der Mittelwert der Referenzperiode 1993 bis 2003 entspricht 100 %. Die mittlere, jährliche Zuwachsabweichung des Zeitraums



Abb. 3: Beispiel Level II-DBF Beerenbusch 1207, Baumart Buche; Verlauf der mittleren Durchmesserentwicklung.

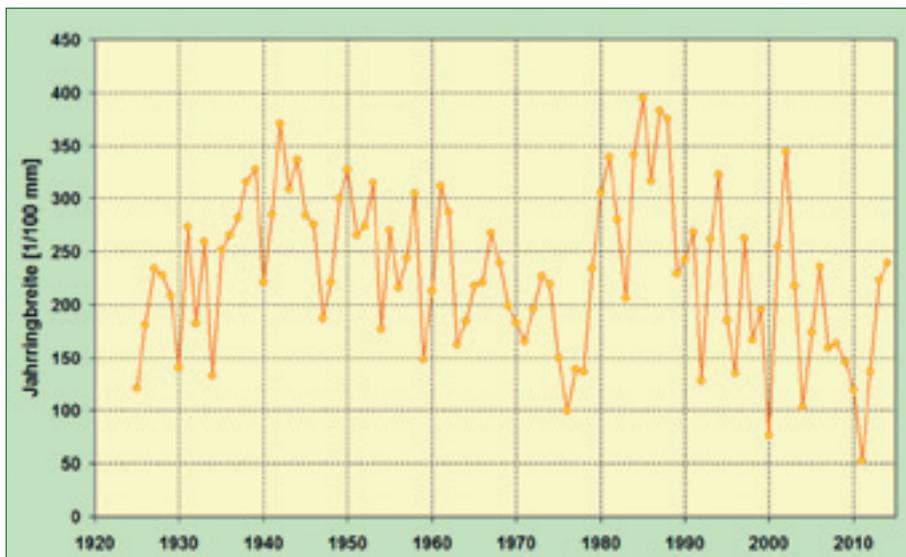


Abb. 4: Beispiel Level II-DBF Beerenbusch 1207, Baumart Buche; Verlauf des mittleren Radialzuwachses.

von 2003 bis 2014 entspricht der Summe aller jährlichen Abweichungen von 100 %, dividiert durch die Anzahl der Jahre (hier 12, Abb. 6).

Bei der Bewertung der Abweichungen des Radialzuwachses muss berücksichtigt werden, dass abnehmende Jahringbreiten auch eine normale Erscheinung sein können, die mit zunehmendem Baum- bzw. Bestandesalter in Verbindung stehen. Im Normalfall verläuft jedoch der entsprechende Kreisflächenzuwachs trotz fallender Jahringbreiten weiterhin auf hohem Niveau oder steigt weiterhin an. Erst dann, wenn sowohl Radialzuwachs als auch Kreisflächenzuwachs rückläufig sind, besteht ein echter Vitalitätsverlust (Abb. 7). Das Beispiel zeigt, dass kein wirklicher, anhaltender Zuwachsrückgang durch die beiden Trockensommer 2003 und 2006 verursacht worden ist.

Mit dem Ziel der Analyse und Beschreibung der Witterungswirkung auf die jährlichen Wachstumsraten werden die Jahringbreiten-Zeitreihen in so genannte Jahring-Index-Zeitreihen überführt. Hierzu wird zunächst der Wachstumstrend mit Hilfe einer geeigne-

ten Trendfunktion (Polynome, Splines, exponentielle Glättung) beschrieben. Die Jahring-Index-Zeitreihe erhält man, indem die Jahringbreiten durch den entsprechenden Trendfunktionswert dividiert werden. Eventuell bestehende Autokorrelation erster Ordnung wird durch autoregressive Modellierung eliminiert. Die so erzeugten Jahring-Index-Zeitreihen sind trendlos und besitzen den Mittelwert 1,0. Sie sind also Mittelwert-stationär, jedoch nicht Varianzstationär (Abb. 8 u. 9). Jahringindex-Zeitreihen sind Träger des so genannten Witterungssignals. Sie sind die Datenbasis zur Bestimmung von Weiserjahren und zur Analyse und statistischen Modellierung der Witterungswirkung.

Ergebnisse

Verlauf des Kreisflächenzuwachses

Die Verlaufskurven des Kreisflächenzuwachses der Kiefern- und auch der Traubeneichenbestände zeigen in sich homogene Entwicklungen ohne auffällige Wachstumsveränderungen oder Trendbrüche. Zum Zwecke einer besseren Vergleichbarkeit wurden die

Abb. 5: Beispiel Level II-DBF Beerenbusch 1207, Baumart Buche; Verlauf des mittleren, Einzelbaumbezogenen Kreisflächenzuwachses.

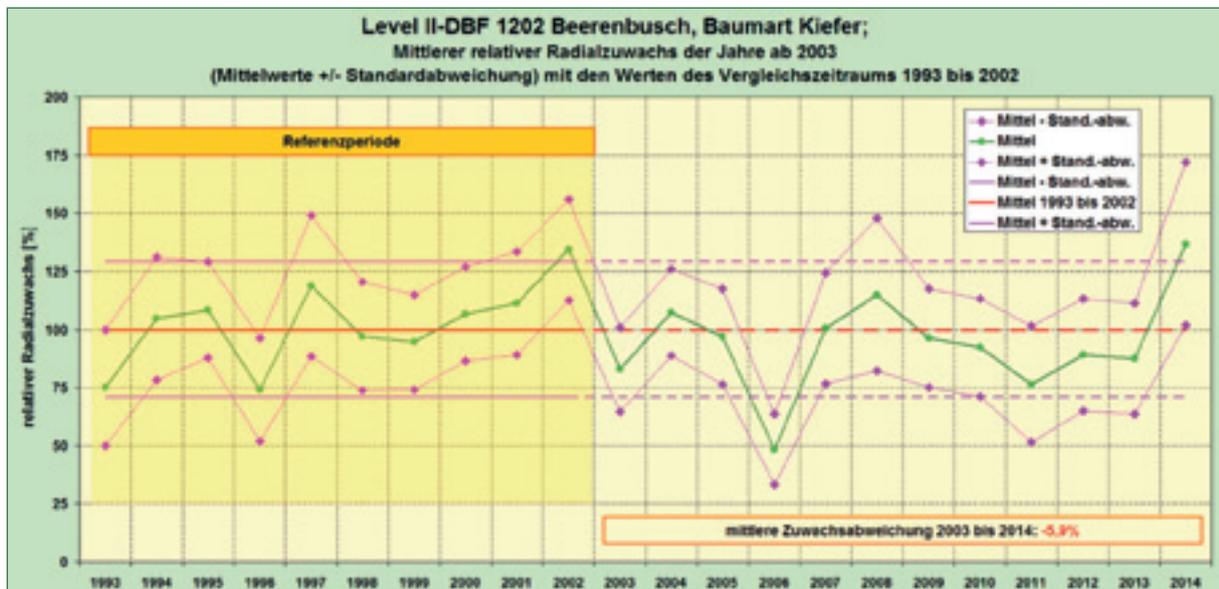


Abb. 6: Weiterentwicklung des Radialzuwachses in Folge der Trockensommer 2003 und 2006 im Vergleich zur Referenzperiode von 1993 bis 2003; Beispiel Level II-DBF 1202 Beerenbusch, Baumart Kiefer.

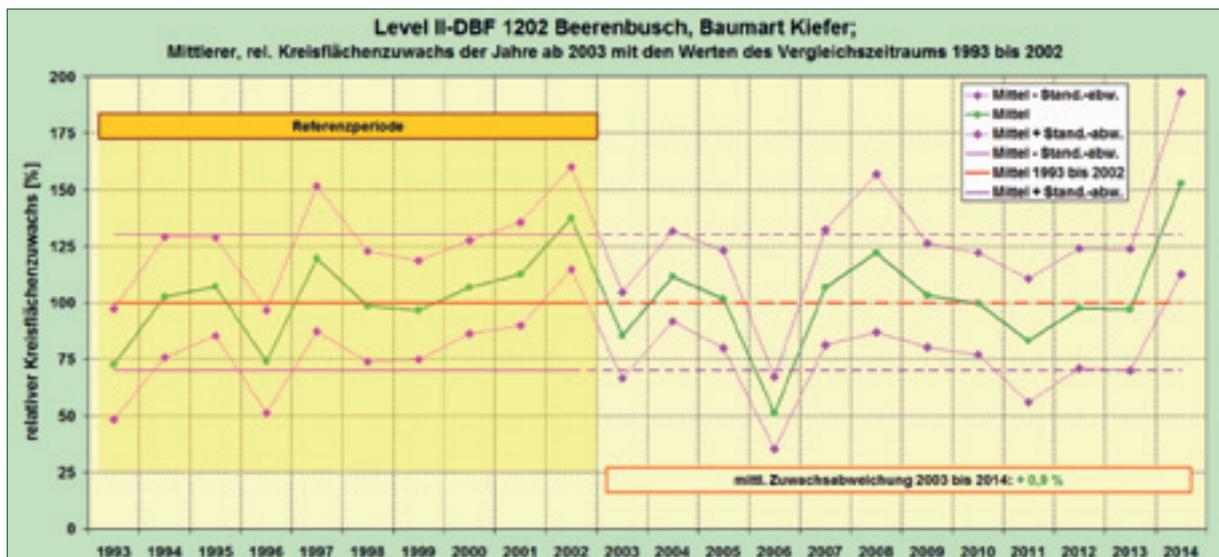


Abb. 7: Weiterentwicklung des Kreisflächenzuwachses in Folge der Trockensommer 2003 und 2006 im Vergleich zur Referenzperiode von 1993 bis 2003; Beispiel Level II-DBF 1202 Beerenbusch, Baumart Kiefer.

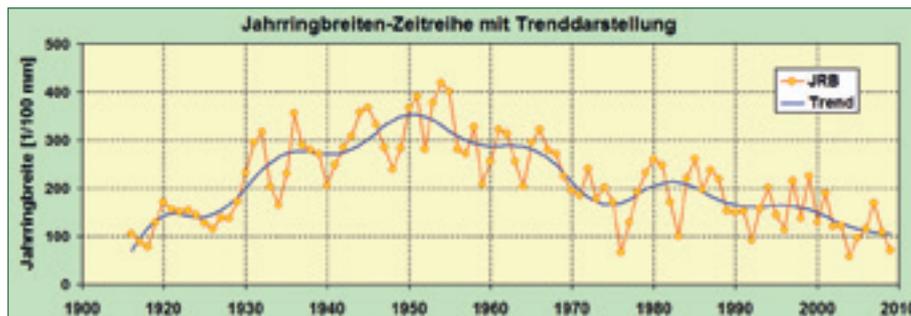


Abb. 8: Beispiel einer Jahringbreiten-Zeitreihe; Beschreibung des Wachstumstrends mit Hilfe einer Splinefunktion.

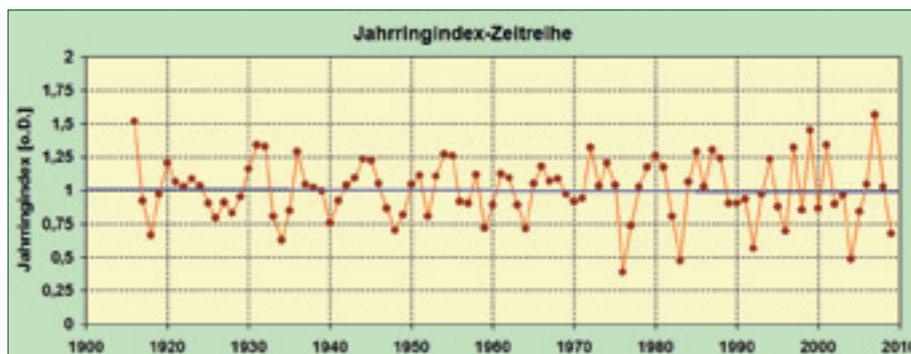


Abb. 9: Jahring-Index-Zeitreihe nach Trendelimination und autoregressiver Modellierung.

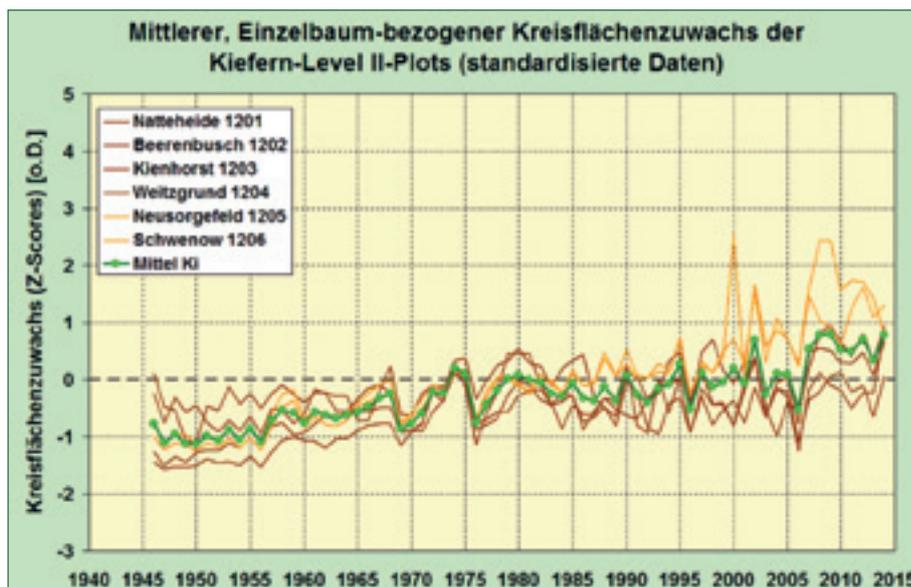


Abb. 10: Kreisflächenzuwachsverläufe der Kiefern-Level II-Plots.

Kreisflächenzuwachsweite in standardisierte Daten, so genannte Z-Scores, umgewandelt (Abb. 10 u. 11).

Die Zuwachsverläufe der Kiefern-Versuchsflächen weisen ein hohes Maß an Ähnlichkeit auf. Auffällige, einheitliche Ereignisjahre sind 1969 und 1976, die auf Winterkälte und Sommertrockenheit zurückzuführen sind. Diese Zuwachseinbrüche werden jedoch elastisch überunden und führen nicht zu dauerhaften Trendveränderungen. Mit dem Jahr 2000 setzen sich die Level II-Plots in Schwenow und Neusorgefeld deutlich von den anderen Kiefern-Flächen ab. Sie weisen von da an signifikant höhere Wachstumsraten auf.

Die Traubeneichen an Standort Kienhorst sind ungleich alt und wurden deshalb in zwei Altersgruppen

unterteilt, die sich jedoch im zeitlichen Verlauf stark ähneln. Der jüngere Traubeneichen-Bestand in Fünfeichen zeigt deutlich geringere Wachstumsraten, die jedoch sowohl in ihrem jährlichen Wechsel als auch im Wachstumstrend denen der älteren Traubeneichen ähnlich sind.

Das Wachstum des Buchenbestandes in Beerenbusch weicht von denen der Traubeneichen, besonders nach 1995, deutlich ab. Die Wachstumsraten sind stark schwankend und tendenziell rückläufig (vgl. auch Abb. 3 bis 5). Diese starken Zuwachsschwankungen legen die Vermutung nahe, dass dieser Bestand aktuell in einen instabilen Zustand geraten ist. Die Jahr-zu-Jahr-Schwankungen des Kreisflächenzuwachses zeigen im zeitlichen Verlauf eine dramatische Zunahme mit den 1980er Jahren (Abb. 12). Nach einem



Abb. 11: Kreisflächenzuwachsverläufe der Traubeneichen und Buchen-Level II-Plots.

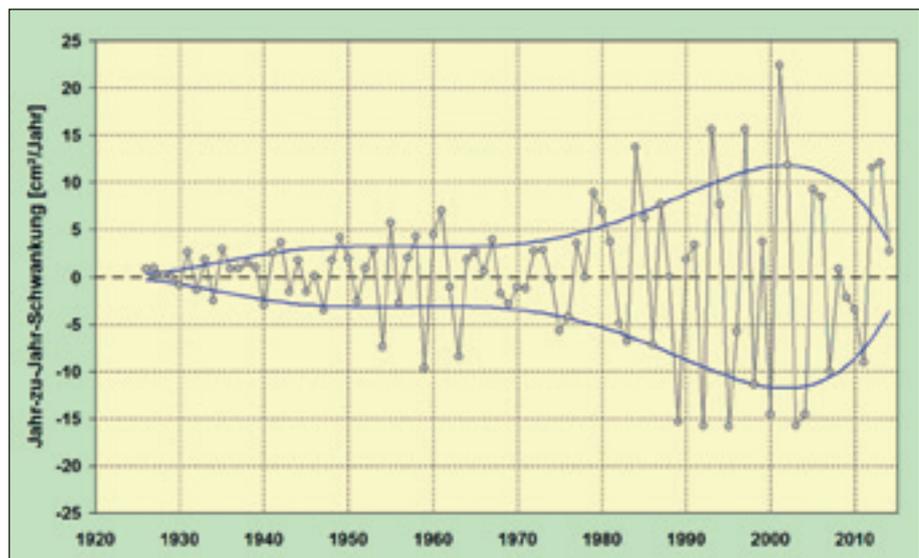


Abb. 12: Level II-DBF 1207 Beerenbusch, Baumart Buche; Zeitlicher Verlauf der Jahr-zu-Jahr-Schwankungen des mittleren Kreisflächenzuwachses.

Maximum um die Jahrtausendwende ist aktuell die Heftigkeit der Schwankungen wieder rückläufig. Einen detaillierteren Einblick in das Wachstumsverhalten dieses Buchenbestandes gewährt die Relation zwischen dem Niveau des Kreisflächenzuwachses und dessen relativen Schwankungen (Abb. 13). Hierzu wurden in gleitenden, 15-jährigen Zeitintervallen der mittlere jährliche Kreisflächenzuwachs und dessen mittlere jährliche relative Schwankung berechnet. Hiernach besteht zwischen Zuwachs und Schwankung bis zum Berechnungsintervall 1980 bis 1994 überhaupt kein Zusammenhang zwischen beiden Größen. In diesem Berechnungsintervall erreicht der mittlere Kreisflächenzuwachs sein Maximum. Vom Beginn der Zeitreihe an gibt es keine Zunahme der Schwankungen mit der Zunahme der Wachstumsrate. In den, dem Intervall 1980 bis 1994 folgenden Berechnungsintervallen treten tendenziell geringere Wachstumsraten auf, die mit einer dramatischen Steigerung der Schwankungen verbunden sind. In dem ursprünglichen Kiefern-Buchen Mischbestand kam es in den Jahren 1985 und

1988 zum Aushieb der Kiefern. Auf diese Auflichtung hat die verbliebene Buche bei zunehmend trocken – warmen Sommern nicht mit Mehrzuwachs, sondern mit Minderzuwachs und einem stärkeren „Fiebern“ reagiert. Die Gleichzeitigkeit von Minderzuwachs und der Zunahme der Jahr-zu-Jahr-Schwankungen des Zuwachses muss als Stressreaktion und als Zeichen einer Labilisierung gewertet werden.

Aus- und Nachwirkungen der Jahre 2003 und 2006 auf den Zuwachsverlauf

Die Abweichungen des Radialzuwachses in Folge der trocken-heißen Sommer 2003 und 2006 fallen in den einzelnen Level II-Beständen unterschiedlich aus (Abb. 14 bis 17). Die Kiefernbestände zeigen sowohl mäßige positive als auch negative Abweichungen des Radialzuwachses. Die beiden Traubeneichenbestände weisen mäßige Abnahmen des Radialzuwachses im Vergleich zur Referenzperiode auf. Die empfindlichsten Zuwachsverluste erleidet der Buchenbestand in Beerenbusch (Abb. 15). In den meisten Fällen jedoch handelt es sich

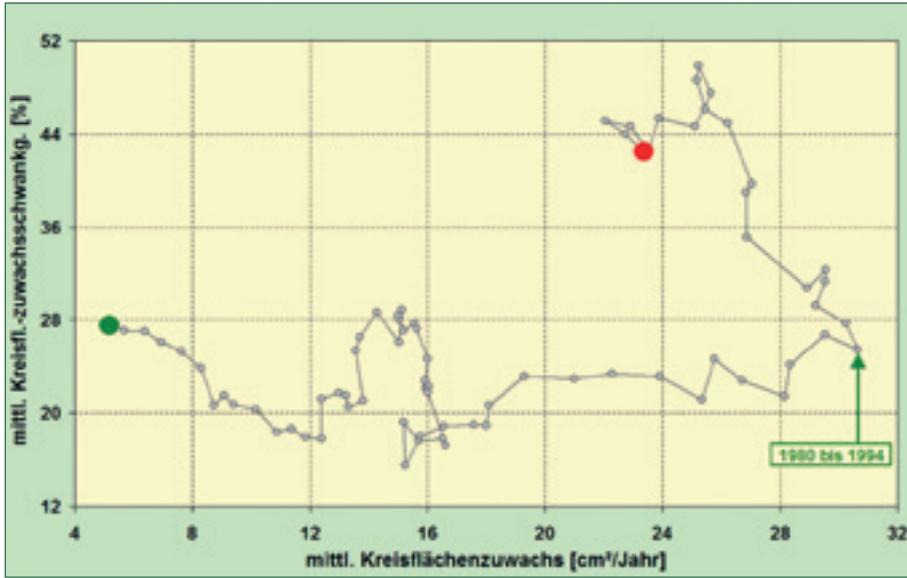


Abb. 13: Level II-DBF 1207 Beerenbusch, Baumart Buche; Relation zwischen der Höhe des Kreisflächenzuwachses und dessen relativer Schwankung; grüner Punkt: erstes Berechnungsintervall; roter Punkt: letztes Berechnungsintervall.

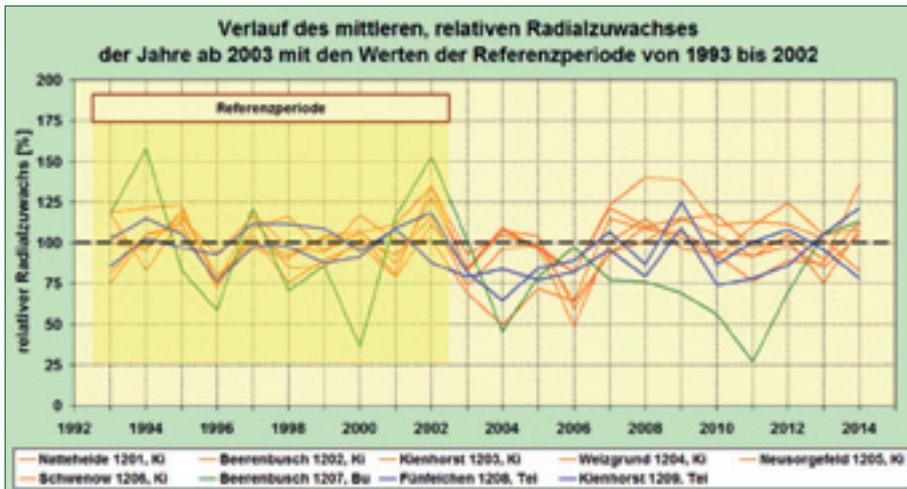


Abb. 14: Verlaufskurven des mittleren Radialzuwachses von Kiefern-, Traubeneichen- und Buchen-Level II-Plots in Brandenburg.

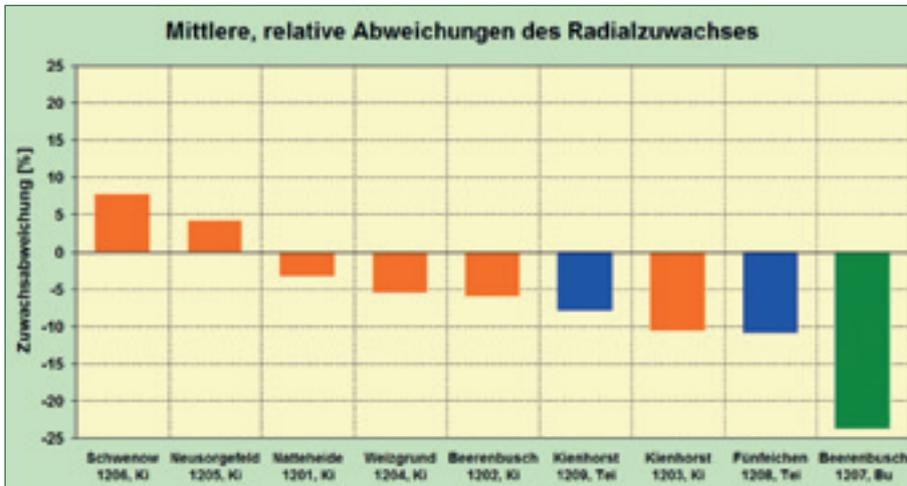


Abb. 15: Mittlere jährliche Abweichungen des Radialzuwachses im Zeitraum von 2003 bis 2014 im Vergleich zur Referenzperiode von 1993 bis 2003.

bei den negativen Abweichungen des Radialzuwachses um einen alterungsbedingten Effekt. Die mit zunehmendem Baumalter schmalere Jahrringe resultieren jedoch in den meisten Fällen nicht in einer Abnahme des Kreisflächenzuwachses (Abb. 16 und 17). Die Kiefernbestände in Schwenow und Neusorgefeld reagieren

nach den Trockensommern nicht mit Zuwachsreduktionen, sondern mit signifikantem Mehrzuwachs. Andere Kiefern- und die Traubeneichebestände reagieren mit geringen positiven Abweichungen des Kreisflächenzuwachses. Der Kiefernbestand in Kienhorst weist geringe negative Abweichungen auf. Der Kreisflächenzu-

Abb. 16: Verlaufskurven des mittleren Kreisflächenzuwachses von Kiefern-, Traubeneichen- und Buchen-Level II-Plots in Brandenburg.

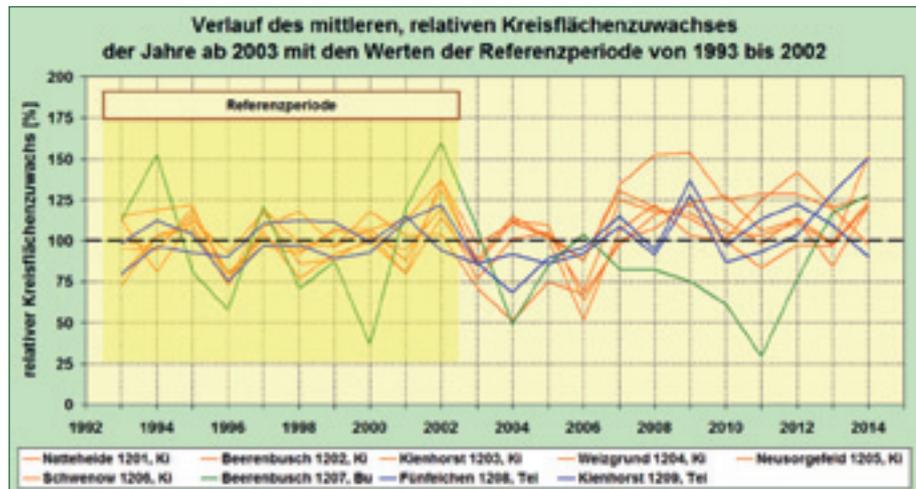
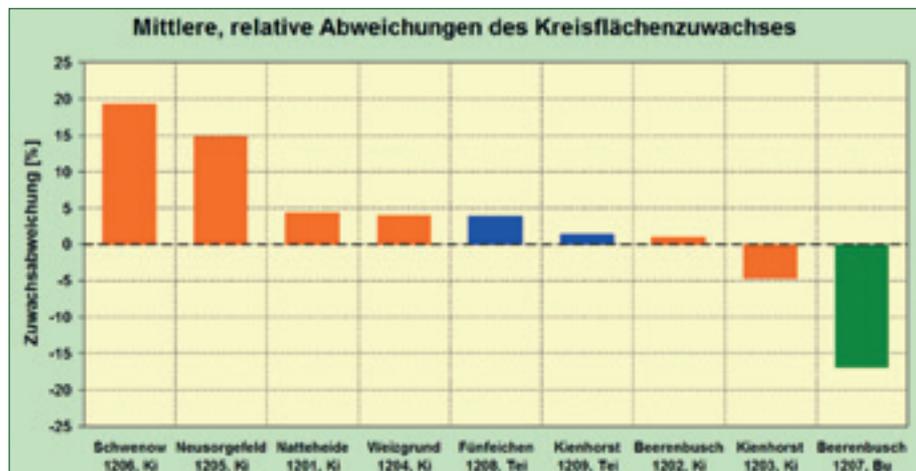


Abb. 17: Mittlere jährliche Abweichungen des Kreisflächenzuwachses im Zeitraum von 2003 bis 2014 im Vergleich zur Referenzperiode von 1993 bis 2003.



wachstumsverlust des Buchenbestandes in Beerenbusch ist erheblich (vgl. auch Abb. 5 u. 13).

Jahrringindex-Zeitreihen: Eigenschaften und Ähnlichkeiten

Die Jahrringindex-Zeitreihen der Kiefernbestände (Abb. 18) sind untereinander sehr ähnlich. Sowohl die mittlere Kreuzkorrelation zwischen allen sechs Kiefernbeständen als auch die mittlere Gleichläufigkeit zwischen allen Reihen sind hochsignifikant. Die den

Reihen innewohnende Varianz wird überwiegend von der Witterung verursacht. Das hohe Maß an Ähnlichkeiten zwischen den sechs Beständen verweist auf die stringente, auch über größere geografische Distanzen gleichartige Wirkung der Witterung auf Veränderung der Wachstumsraten. Im zeitlichen Verlauf der Indexzeitreihen sind jedoch durchaus Unterschiede in der Reaktionsheftigkeit erkennbar. So bestehen zum Beispiel in den 1960er Jahren nur geringe Auslenkungen der Verlaufskurven, während in den Jahren nach 1995



Abb. 18: Vergleich der mittleren Jahrringindex-Zeitreihen der Kiefernbestände.

deutlich heftigere Reaktionen auftreten. Solche temporalen Veränderungen in der Reaktionsheftigkeit auf Witterung lassen sich mit Hilfe der jährlichen Sensitivitäten beschreiben. Werden die jährlichen Sensitivitäten anschließend mit einem gleitenden Mittel zusammengefasst, wird das Ausmaß der zeitlichen Veränderungen der Witterungswirkung deutlich (Abb. 19). Ebenso wie die Witterung längerfristigen Schwankungen unterliegt, reagieren Bäume mit unterschiedlicher Heftigkeit auf diese einwirkenden Triebkräfte. Zeiträume mit hoher Witterungssensitivität wie zwischen 1995 und 2005 unterscheiden sich signifikant von solchen mit geringer Sensitivität wie zum Beispiel in den 1960er Jahren. Besteht das Ziel, die Wirkung der Witterung auf die jährlichen Wachstumsraten zu analysieren und mit Hilfe eines statistischen Modells zu beschreiben, sollten Analysezeiträume gewählt werden, die den unterschiedlichen zeitlichen Phasen mit hoher, bzw. niedriger Sensitivität entsprechen. Analysezeiträume über viele Jahrzehnte hinweg führen zu wertlosen Ergebnissen.

Die Jahrringindex-Zeitreihen der beiden Traubeneichen-Bestände sind untereinander ebenfalls signi-

fikant ähnlich. Deren Sensitivität weist, wie im Falle der Kiefernbestände auch deutliche, zeitliche Unterschiede auf. Die temporalen Schwankungen der Witterungssensitivität sind beim Buchenbestand in Beerenbusch am extremsten. Zwischen 1998 und 2002 werden mittlere Sensitivitätswerte um 0,5 erreicht.

Innerjährliche Zeitabschnitte mit signifikanter Witterungswirkung

Alle bisherigen Methoden zur statistischen Modellierung von Witterung-Wirkungs-Modellen benutzen Monatsmittel der Temperatur und Monatssummen des Niederschlags als Ursache-Variable (FRITTS, 1976; BIONDI & WAIKUL, 2003). Da nicht nur die Monate der Vegetationsperiode von Bedeutung für das Wachstum in einem bestimmten Jahr sein können, sondern auch die des Sommers und Herbstes des Vorjahres und des Winterhalbjahres, kann so recht schnell ein sehr umfangreiches Variablenset entstehen. Nicht alle der einbezogenen Variablen haben tatsächlich einen signifikanten Einfluss auf die Zielgröße, den Jahrringindex. Zum Anderen ist anzuzweifeln, dass der Ablauf des Baumwachstums in irgendeiner Weise von Monatsgrenzen abhängt. Eine alternative Methode besteht



Abb. 19: Zeitlicher Verlauf der Sensitivität in den Jahrringindex-Zeitreihen der Kiefernbestände.

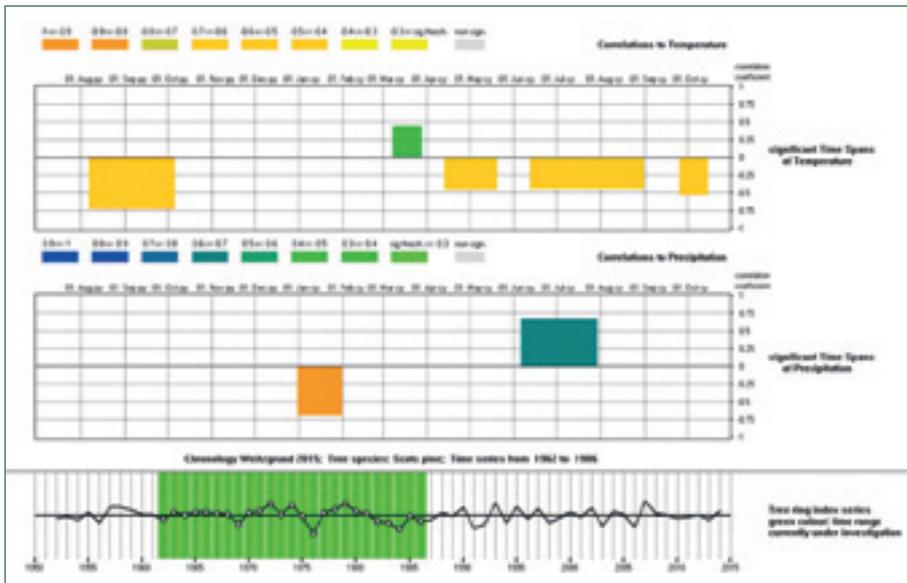
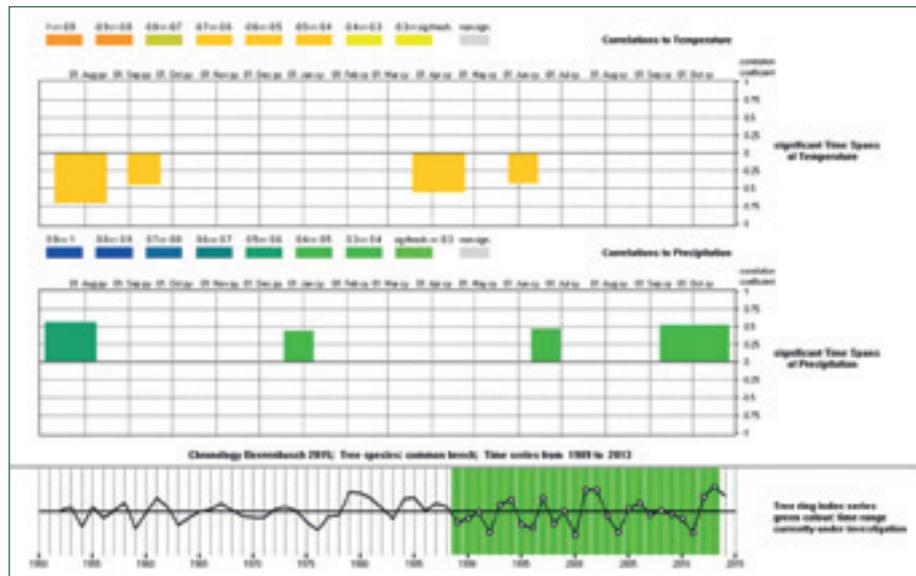


Abb. 20: Gefundene innerjährliche Zeitabschnitte mit signifikanter Wirkung von Temperatur und Niederschlag auf den Jahrringindex; Beispiel Level II-DBF Weitzgrund, Baumart Kiefer; Analysezeitraum 1962 bis 1986.

Abb. 21: Gefundene inner-jährliche Zeitabschnitte mit signifikanter Wirkung von Temperatur und Niederschlag auf den Jahrringindex; Beispiel Level II-DBF Weitzgrund, Baumart Kiefer; Analysezeitraum 1989 bis 2013.



darin, Witterungsdaten in täglicher Auflösung zu verwenden und diejenigen innerjährlichen Zeitabschnitte mit geeigneten Algorithmen zu finden, in den Temperatur und Niederschlag einen tatsächlichen, signifikanten Einfluss auf die jährlichen Wachstumsraten haben (BECK et al. 2013). Die auf diese Weise gefundenen Witterungsvariablen, deren Signifikanz bereits gegeben ist, werden in einer Hauptkomponenten-Regression mit der Zeitreihe des Jahrringindexes in Beziehung gebracht (statistisches Analysetool CLIMTREG; Abb. 20 bis 22). Die Güteparameter der statistischen Modelle (Abb. 22) belegen, dass die Variabilität der jährlichen Wachstumsraten mit Hilfe von Witterungsparametern beschrieben werden kann. Dies betrifft die signifikanten Bestimmtheitsmaße und auch die hohe Gleichläufigkeit zwischen Messwerten und Modellwerten des Jahrringindexes. Auch die Sensitivität der Messwertreihe wird durch die Modellwerte befriedigend wiedergegeben.

Anwendung von parametrisierten Witterungs-Wirkungs-Modellen

Der Wert der mit Hilfe von CLIMTREG generierten Ergebnisse liegt zunächst im Erkenntnisgewinn. Betrachtet man die gefundenen innerjährlichen Zeitabschnitte, in denen Temperatur und Niederschlag von signifikanter Bedeutung für die jährlichen Wachstumsraten sind, synoptisch für alle Kiefer-Level II-Plots, so werden bestimmte, wiederkehrende Muster deutlich (Abb. 23 u. 24). Hohe Temperaturen von April bis Oktober wirken negativ und Niederschläge im gleichen Zeitraum positiv auf die Wachstumsrate. Das trifft prinzipiell auch auf den Hochsommer des Vorjahres zu. Milde Temperaturen im Winter haben positiven Einfluss auf die Wachstumsrate im laufenden Jahr. Niederschläge im Frühjahr des laufenden Jahres und im Herbst des Vorjahres wirken sich positiv aus, sie bewirken eine Auffüllung des ausgeschöpften Bodenwasserspeichers.

All diese innerjährlichen Zeitintervalle treten nicht zufällig auf, sondern stellen überwiegend, bei der Mehrzahl der untersuchten Kiefernbestände wiederkehren-

de Muster dar. Nicht nur der Witterungsverlauf in der Vegetationsperiode ist von Bedeutung, sondern auch die Bedingungen des Vorjahres. Die Temperaturbedingungen des Winters und im zeitigen Frühjahr entscheiden über die Startbedingungen des Wachstumsprozesses.

Die wesentlichen Teile des Hauptkomponenten-Regressionsmodells stellen die Matrix der Witterungsvariablen, die Matrix der Hauptkomponenten, sowie den Vektor der Regressionskoeffizienten dar. Hiervon beschreiben die Hauptkomponenten-Matrix und die Regressionskoeffizienten die Art und Weise wie Witterung auf Wachstumsraten wirkt. In negativen Weiserjahren, in denen Sommertrockenheit und Hitze die entscheidenden Ursachen für Zuwachsreduktionen sind, ist von Interesse, welchen Wirkungsanteil die Sommerwitterung im Kontext mit allen anderen Witterungseinflüssen hat. Hierzu werden in der Matrix der Witterungsvariablen alle die Variablen die sich auf Zeitspannen außerhalb der Sommermonate beziehen, auf ihren Mittelwert gesetzt. Hierdurch wird kalkulierbar welcher Wirkungsanteil der Sommerwitterung in einem durch Trockenheit und Hitze geprägten negativen Weiserjahr zukommt. Untersucht wurden die Auswirkungen in den negativen Weiserjahren 1976, 2003 und 2006 auf den Kiefernbestand in Weitzgrund und in den Jahren 1976, 1995 und 2004 im Falle des Buchenbestandes Beerenbusch (Abb. 25 u. 26). Die erheblichen Zuwachsreduktionen beim Kiefernbestand Weitzgrund sind in allen betrachteten Jahren nur zum kleineren Anteil durch Sommertrockenheit und Hitze erklärbar. Der überwiegende Anteil Einflüssen zu, die außerhalb der Sommermonate liegen. Dies wird besonders deutlich im Jahr 1976. Der Sommertrockenheit in diesem Jahr ging ein lang anhaltender Spätwinter mit Frösten bis ins Frühjahr hinein voraus. Beim Buchenbestand in Beerenbusch überwiegt in allen untersuchten Jahren der negative Einfluss der Sommerwitterung an den Zuwachsreduktionen. Im Vergleich zum Kiefernbestand in Weitzgrund wird klar, dass es eine Baumarten-spezifische Anpasstheit an Trockenheit

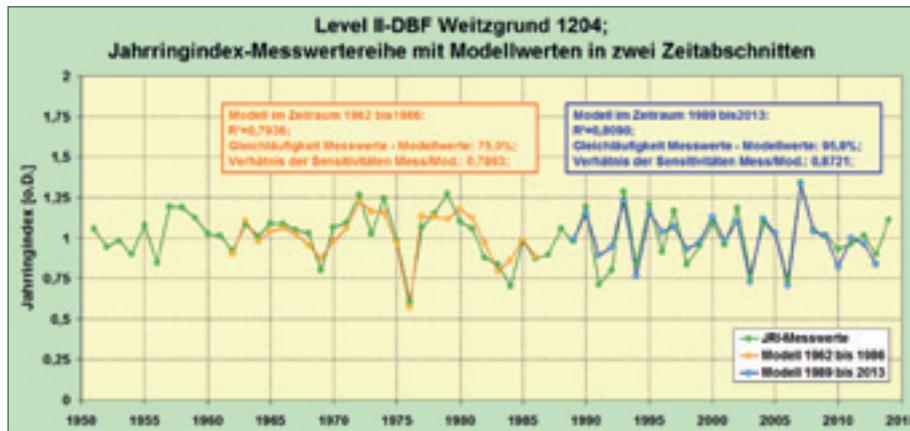


Abb. 22: Witterungs-Wirkungs-Modelle (Hauptkomponenten-Regression) für zwei verschiedene Abschnitte einer Zeitreihe.

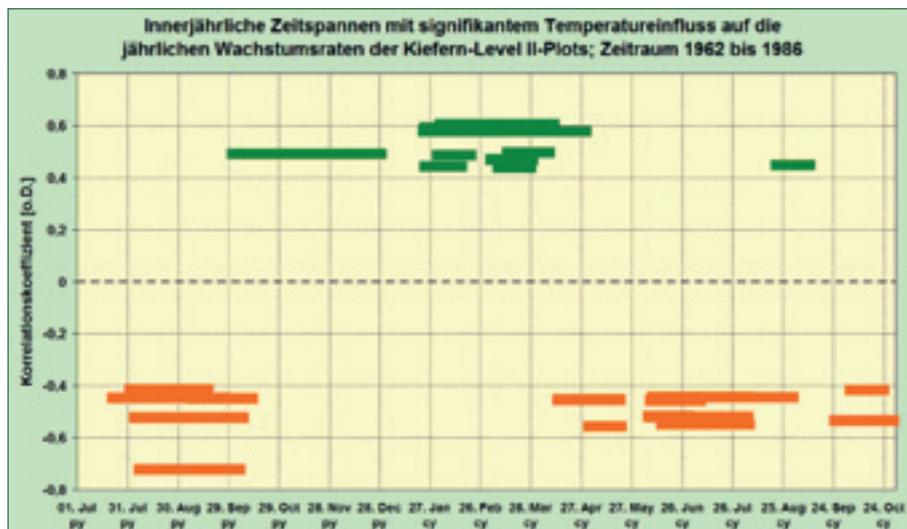


Abb. 23: Innerjährliche Zeitspannen mit signifikanter Temperaturwirkung auf die Wachstumsraten in den Kiefern-Level II-Plots.

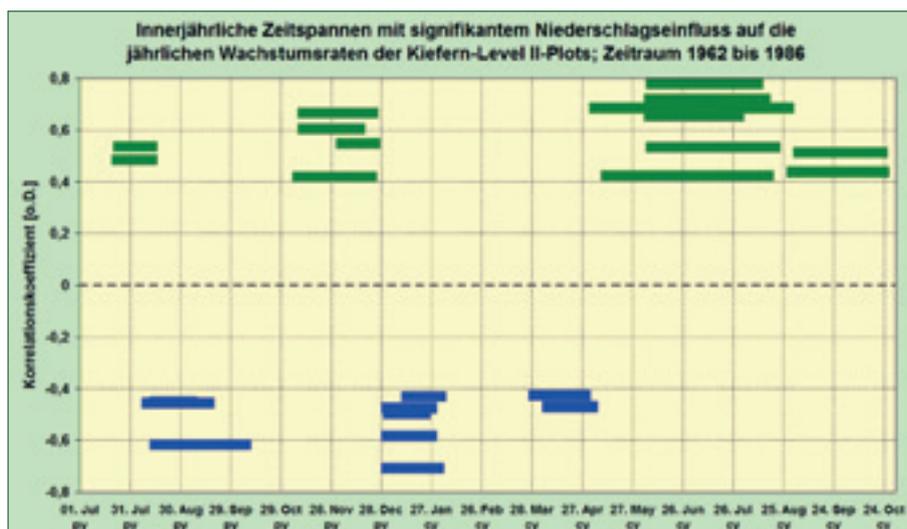


Abb. 24: Innerjährliche Zeitspannen mit signifikanter Niederschlagswirkung auf die Wachstumsraten in den Kiefern-Level II-Plots.

und Hitze gibt, welche bei prinzipiell gleichem Witterungsverlauf an beiden Standorten sehr unterschiedliche Auswirkungen zum Ergebnis hat.

Zusammenfassung, Schlussfolgerungen

Das Wachstum in den Baumbeständen der Kiefern- und Traubeneichen-Level II-Plots weist einen homogenen Verlauf auf. Einzelne Zäsuren durch Zuwachs-

einbrüche, wie zum Beispiel in den Jahren 1969/1970, 1976, 2003 und 2006 haben nicht zu dauerhaften Trendveränderungen geführt, sondern sind in den Folgejahren ausgeglichen worden. Deutliche Wachstumsveränderungen mit empfindlichen Zuwachsverlusten weist der Buchenbestand in Beerenbusch auf. Abnehmende Wachstumsraten bei gleichzeitig zunehmenden Jahr-zu-Jahr-Schwankungen sind Anzeichen von Stressbedingungen und Vitalitätsverlust. Die Zu-

Abb. 25: Wirkungsanteil von Sommertrockenheit und Hitze an den Zuwachsabweichungen in den negativen Weiserjahren 1976, 2003 und 2005; Beispiel Level II-DBF 1204 Weitzgrund, Baumart Kiefer.

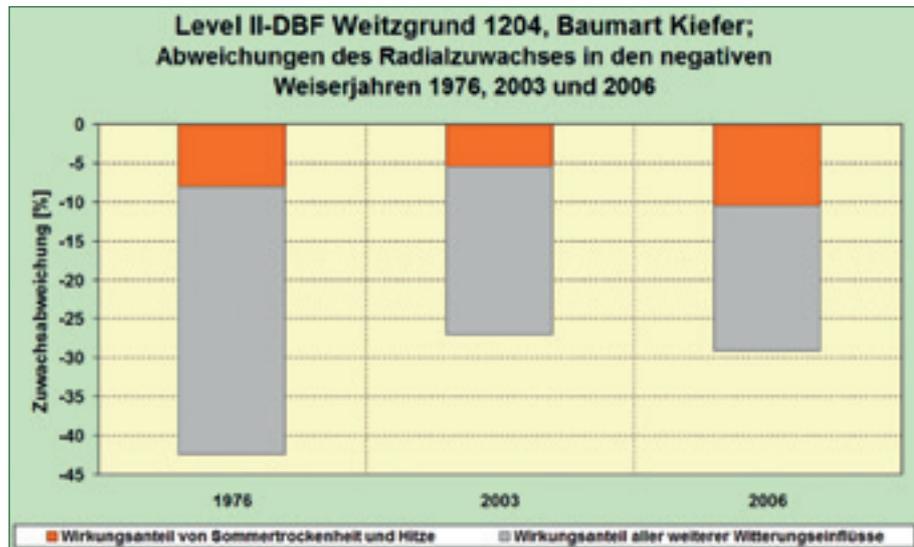
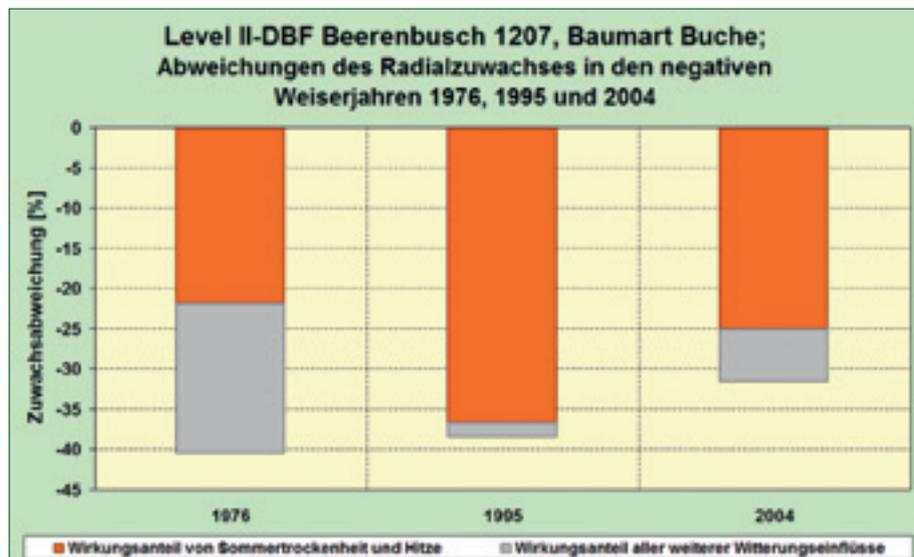


Abb. 26: Wirkungsanteil von Sommertrockenheit und Hitze an den Zuwachsabweichungen in den negativen Weiserjahren 1976, 1995 und 2004; Beispiel Level II-DBF 1207 Beerenbusch, Baumart Buche.



wachseinbußen durch die Trockensommer der Jahre 2003 und 2006 wurden von den Kiefern- und Traubeneichen-Beständen durch entsprechende Mehrzuwächse in den darauf folgenden Jahren weitgehend ausgeglichen. Eine Ausnahme stellt wiederum der Buchenbestand in Beerenbusch dar, der in den letzten 12 Jahren eine mittlere, jährliche Reduktion des Kreisflächenzuwachses um -17 % gegenüber der Referenzperiode erleidet.

Die mittleren Jahringindex-Chronologien der Kiefern- und Traubeneichen-Bestände als Träger des einwirkenden Witterungssignals sind untereinander jeweils sehr ähnlich. Die im mittelfristigen Bereich von ein bis zwei Jahrzehnten stark schwankende, mittlere Sensitivität dieser Index-Zeitreihen verweist auf Zeitabschnitte mit sehr unterschiedlicher Witterung und damit auf entsprechend unterschiedliche Auswirkungen auf die Schwankungen der Wachstumsraten. Dies hat methodisch zur Konsequenz, dass sich die Analyse und Modellierung der Witterungswirkung nicht über viele Jahrzehnte erstrecken sollte, sondern auf zwei bis drei Jahrzehnte beschränkt wird.

Innerjährliche Zeitabschnitte mit signifikanter Wirkung auf die Wachstumsraten treten mit wiederkehrenden Mustern bei Analysen von Chronologien der gleichen Baumart auf. Von Bedeutung ist, dass neben der Sommerwitterung des laufenden Jahres auch die Witterungsverläufe des vorangegangenen Sommers, Herbstes und des Winters auf die Wachstumsrate im laufenden Jahr einwirken. Der Wirkungsanteil von Sommertrockenheit und Hitze an den Zuwachsreduktionen in negativen Weiserjahren wird von Witterungseinflüssen außerhalb der Sommermonate überlagert und kann Zuwachsreduktionen verstärken. Während die Wirkung von Trockenheit und Hitze in Kiefernbeständen den kleineren Anteil hat, ist sie im Falle des Buchenbestandes Beerenbusch überwiegend.

Dendroökologische Untersuchungen führen zu wertvollen Erkenntnissen über den Vitalitätszustand und -verlauf von Waldbeständen. Sie sollten normaler Bestandteil der Untersuchungen von Dauerbeobachtungsflächen des intensiven Waldmonitorings sein.

Literatur

BECK, W. (2008): Mean growth behaviour of forest stands – Methodological aspects from dendrochronology and forest mensuration. In: TRACE, Proceedings of the Dendrosymposium 2007, May 3rd – 6th 2007, Riga, Latvia, 154 – 161, Potsdam, 2008

BECK, W., SANDERS, T.G.M., POFAHL, U. (2013): CLIMT-REG: Detecting temporal changes in climate-growth reactions – A computer program using intra-annual

daily and yearly moving time intervals of variable width. *Dendrochronologia* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2013.02.003>

BIONDI, F., WAIKUL, K., 2004. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers & Geosciences* 30, 303-311.

FRITTS, H., 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London.

20 Jahre Biomarker als Vitalitätsindikatoren im Forstlichen Umweltmonitoring – Ergebnisse und Erfahrungen

RALF KÄTZEL UND SONJA LÖFFLER

1 Einführung

Ausgelöst durch die Waldschäden der 1970er bis 1990er Jahre war die Bewertung der *Vitalität* von Bäumen von Anbeginn ein Schwerpunkt des Forstlichen Umweltmonitorings. Dabei gibt es unterschiedliche Auffassungen darüber, was man unter *Vitalität* versteht und welche Indikatoren geeignet sein könnten, sie zu bewerten.

Im Allgemeinen wird unter *Vitalität* die „Lebenskraft“ eines Individuums verstanden, die sich bei Bäumen u. a. in der Wüchsigkeit (ROLOFF 1993) widerspiegelt. Nach TISCHLER (1984) äußert sich die *Vitalität* vor allem als Grad der Widerstandsfähigkeit einer Art oder einer Population im Ertragen von (ungünstigen) Umweltfaktoren. Vor dem Hintergrund der nachfolgenden Ausführungen wird *Vitalität* als Reaktionsfähigkeit von Pflanzen verstanden, auf der Grundlage ihrer individuellen physiologischen Leistungspotenziale Belastungen zu ertragen (vgl. TESCHE 1995). Die jeweilige physiologische Leistungsfähigkeit ermöglicht u. a. Wachstums-, Vermehrungs- (z. B. Blüte und Fruktifikation) und Abwehrprozesse gegen ungünstige biotische und abiotische Umwelteinflüsse (MATTYSEK 1996; STRASSER und EGGENBERG 1996).

Die Erkenntnisse der modernen Baum- und Stressphysiologie bilden dabei die theoretische Grundlage für die *Vitalitätsbewertung*. Da alle Belastungssituationen in einem Organismus mehr oder weniger große Abweichungen vom physiologischen „Normalverhalten“ auslösen, können diese Abweichungen/Reaktionen Hinweise auf den Vitalitäts- bzw. Stresszustand des Individuums liefern. Unter dem „Normalverhalten“ wird jener physiologische Zustand verstanden, der Entwicklung, Wachstum und Vermehrung bei Ausschöpfung der individuellen (genetischen) Reaktionsnorm ermöglicht (TISCHLER 1984). Abweichungen vom „normalen Zustand“ können auf der baumphysiologischen Ebene eine Vielzahl von Prozessen und Stoffwechselkomponenten betreffen. Einige dieser Inhaltsstoffe, die sich auch analytisch sicher und stabil nachweisen lassen, haben daher eine wichtige Indikatorfunktion, so dass sie als *Biomarker* für den aktuellen physiologischen Gesundheitszustand oder für negativ wirkende Einflussgrößen genutzt werden können. Biomarker sind folglich physiologische und/oder biochemische Größen, die auf abiotische und biotische Einflüsse reagieren und auf den verschiedenen Organisationsebenen eines Organismus (Mo-

lekül, Zelle, Gewebe, Organ) als Maß für die Exposition, die Wirkung oder die Empfindlichkeit quantifiziert werden können. Eine „Biomarkerreaktion“ ist folglich eine Antwort auf Einflussfaktoren, die innerhalb eines Organismus oder anhand seiner Produkte (z. B. Metabolite in Pflanzenzellen) gemessen werden können. Sie zeigen Abweichungen vom normalen Status (Referenzbereich) an, die zumeist (noch) nicht äußerlich erkennbar sind und somit u. a. der Frühdiagnose dienen (KÄTZEL 2003).

Der Einsatz von Biomarkern ist somit ein spezifisches Bioindikationsverfahren, das auf der Veränderung eines quantifizierbaren biologischen Parameters beruht. Bekanntermaßen wird auf autökologischem Niveau zwischen Akkumulations- und Reaktionsindikatoren unterschieden. Erstere reichern den Stressor (z. B. Stickstoff, Schwefel, Schwermetalle oder organische Schadstoffe) an, versagen jedoch bei nicht akkumulierbaren Stressfaktoren, wie sie für Witterungsextreme typisch sind (z. B. Trocken-, Hitze-, Strahlungstress, Photooxidantien). Daher handelt es sich in der Regel um Reaktionsindikatoren, die insbesondere Stress- bzw. Anpassungsreaktionen sichtbar machen. Da diese Stressoren bei Bäumen zu spezifischen oder unspezifischen Veränderungen im Stoffwechsel führen, können diese Reaktionen für das Biomonitoring genutzt werden.

Um den physiologischen Zustand von Gehölzen bewerten zu können, ist zum einen die Einordnung des jeweiligen Biomarkers in einen artspezifischen, vitalitätsabhängigen *Referenzbereich* und zum anderen die Verknüpfung der einzelnen Parameter zu Biomarkermustern, die über multivariate statische Verfahren erstellt werden, erforderlich. Biomarkermuster bilden charakteristische Konstellationen von Pflanzeninhaltsstoffen je nach Belastungssituation ab. Die Muster werden anschließend in Beziehung zu den jeweiligen standörtlichen Bedingungen (Witterung, Deposition von Schadstoffen etc.) und zu weiteren phänotypisch sichtbaren Merkmalen gestellt, um Ursache-Wirkungs-Beziehungen, Stadien der Stressbelastung oder der modifikativen Anpassung ableiten zu können (KÄTZEL 2003).

Die Verwendung von Biomarkern für die Vitalitätsdiagnostik von Bäumen geht auf den Vorschlag des „Committees on Biologic Markers of Air-Pollution Damage in Trees“ in den USA (Woods Hole Research Center, Massachusetts) in der zweiten Hälfte der 1980er Jah-

re zurück. Dieses Forschungskonzept nimmt im Sinne der Umweltvorsorgeforschung Anleihe an den diagnostischen Prinzipien der Humanmedizin: „*The Committee on Biologic Markers of Air-Pollution Damage in Trees borrowed from experience in diagnosing human disease to search for specific criteria to diagnosis the effects of air pollution on trees and forests.*“ (Washington, D.C., 1989). Im deutschsprachigen Raum haben die Arbeitsgruppen WILD (Universität Mainz) (WILD und SCHMITT 1995; WILD et al., 1995), GRILL (Universität Graz, Österreich) (u. a. GRILL et al. 1995) und SCHULZ (UFZ LEIPZIG-HALLE) (u. a. SCHULZ 1989) eine Reihe von Biomarkern insbesondere bei Nadelbaumarten erprobt.

Seit Beginn der Einrichtung der Level II-Dauerbeobachtungsflächen (DBF) in Brandenburg und Berlin in den Jahren 1995/96 wurden alljährlich 10 bis 30 identische Probestämme auf allen Monitoringflächen nach standardisierten Verfahren beprobt und ein Set von Biomarkern (Tabelle 1) biochemisch analysiert.

Die Ziele dieser Untersuchungen waren die:

- Bewertung des physiologischen Zustandes (Vitalität) und des Anpassungspotenzials der Bäume an sich ändernde Umweltbedingungen,
- Frühindikation von Stressbelastungen, insbesondere bei latent wirkenden Umweltfaktoren, bevor äußere Schäden sichtbar werden,
- Darstellung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen bei Veränderungen der Baumvitalität.

Wie die vorangestellten Kapitel zeigten, haben sich die Einflussgrößen auf Brandenburger Wälder deutlich verändert. Während noch in den 1980er und 1990er Jahren vor allem säurebildende Luftschadstoffe die Wälder bedrohten, stehen heute eher Witterungsextreme in Folge von Klimaveränderungen, Ozoneinwirkungen und auf regionaler Ebene erhöhte Stickstoffeinträge im Fokus der forstlichen Umweltbeobachtung.

Da die überwiegende Mehrzahl der Brandenburger DBF mit Kiefern bestockt ist, werden nachfolgend vor allem die räumlichen und zeitlichen Veränderungen ausgewählter Biomarker bzw. von Biomarkermustern dieser Baumart vorgestellt.

2 Methoden

Die Blatt- resp. Nadelprobennahme erfolgte einmal jährlich in der Vegetationsperiode (30.-32. Kalenderwoche) an jeweils gleichen Bäumen mit Hilfe von Baumkletterern (Seil- und Steckleitertechniken) zerstörungsfrei aus der voll belichteten Oberkrone. Das Zweigmaterial wurde mit einer Stangenschere entnommen, Nadeln- und Blätter ohne Stiele vom Zweig getrennt und sofort in Trockeneis bzw. flüssigem Stickstoff portioniert eingefroren. Das Probenmaterial wurde im Labor unter Beibehaltung der Kühlkette fein vermahlen und anschließend gefriergetrocknet.

Im Rahmen der biochemischen Analytik wurden mehr als 20 Parameter des Energie-, Primär- und Sekundärstoffwechsels, zzgl. 20 freier Aminosäuren, untersucht (Tab. 1). Im Vordergrund der Auswertung standen der Vergleich der Einzelparameter, spezifischer biochemischer Muster, die unterschiedliche Vitalitätszustände repräsentieren sowie Abweichungen von Referenzbereichen von vitalen Bäumen. Grundlage der Auswertungen waren baumartenspezifische Referenzbereiche für vitale Bäume, sowie zur natürlichen saisonalen Variabilität der Blattinhaltsstoffe, die überwiegend in den 1990er Jahren erarbeitet wurden (KÄTZEL 2003, KÄTZEL und LÖFFLER 2007a).

3 Ergebnisse

3.1 Chlorophyllgehalte in Kiefernadeln

Von den in der Tabelle 1 aufgeführten Blattinhaltsstoffen sind die Chlorophyllgehalte ein wenig subtiler und eher konservativer Parameter. Der Chloroplast gilt als das bestgeschützte Kompartiment in Nadeln und

Tab. 1: Übersicht der analysierten biochemischen Blattinhaltsstoffe, ihre Einordnung in Stoffwechselbereiche sowie ihre Indikatorfunktion unter spezifischen Stressbelastungen.

Stoffwechselbereich	Biomarker	Reaktion auf potenzielle Stressfaktoren
Energiestoffwechsel	Pigmente (Chlorophylle a+b) Carotinoide (Xanthophylle + Carotine) Pigmentverhältnisse	z. B. Oxidativer Stress, Nährstoffdefizite, Trockenstress
Primärstoffwechsel und Blattbiomasse	Kohlenhydrate (gesamt) Stärke Aminosäuren (einzeln z.B. Prolin, Arginin und gesamt) Ascorbinsäure (gesamt) 100-Nadel-/resp. Blatttrockenmasse	z. B. O ₃ , Trockenstress, N-Einträge
Wasserstatus	Blattfeuchte Blattwasserpotenzial Osmolalität	z. B. Trockenstress
Sekundärstoffwechsel	Gesamtphenole (Folinpositive Verbindungen, UV-absorbierende Verbindungen) Vanillinpositive Verbindungen Procyanidine o-di-Hydroxyphenole	z. B. biotische Schaderreger, UV-B-Strahlung

Blättern (SANDERMANN et al. 1994). Eine Abnahme des Chlorophyllgehaltes über die stoffwechselaktivsten Teile der Krone ist daher ein zuverlässiger Indikator für die Schädigung eines Baumes. Da der vorzeitige Abbau der Blattpigmente als sichtbare „Blattvergilbung“ zu den augenfälligsten Schädigungsreaktionen gehört, fand die okuläre Einschätzung der Blattfärbung auch Berücksichtigung in der terrestrischen Waldzustandserhebung.

Die biochemische Analyse der Chlorophylle a und b sowie der Carotinoide und Xanthophylle erlaubt jedoch genaue Rückschlüsse auf die stofflichen Grundlagen der Photosynthese, da quantitative Veränderungen der Chloroplastenfarbstoffe bereits nachweisbar sind, bevor Vergilbungen sichtbar werden. Der Gesamtchlorophyllgehalt ist somit ein wichtiger Parameter für den Energiestoffwechsel und die lichtabhängige CO₂-Fixierung.

Sowohl unter kontrollierten Versuchs- als auch unter Freilandbedingungen wurden unter dem Einfluss zahlreicher Stressfaktoren veränderte Chlorophyllgehalte beobachtet. So ist unter Freilandbedingungen und unter dem Einfluss von Luftschadstoffen wie z. B. O₃, SO₂ und NO₂ (BENDER et al. 1986; WILD und SCHMITT 1995; SCHITTENHELM et al. 1993), bei Mg-Mangel (ZÖTTL und HÜTTL 1986), bei erhöhter Lichtexposition (WILD 1988; SIEFERMANN-HARMS 1995; GODDE 1995) und bei steigender Höhenlage (BAUER und GRILL 1977, HAVRANEK et al. 1990, POLLE et al. 1994) eine Verringerung des Chlorophyllgehaltes z. B. in Fichtennadeln beobachtet worden.

Auf der Grundlage eigener langjähriger Untersuchungen an vitalen Kiefern (und weiteren Baumarten) wurden obere und untere Schwellenbereiche für Nadelchlorophyllgehalte (getrennt nach Nadeljahrgängen) ermittelt, die einen Referenzbereich einschließen, wie er für „gesunde Zustände“ charakteristisch ist (vgl. KÄTZEL und LÖFFLER 2007a, S. 149). Danach enthalten gesunde Nadeln des 2. Jahrgangs Gesamtchlorophyllgehalte zwischen 2,74-3,20 mg*g⁻¹ Trockenmasse (TM) Chlorophyll (grüne Linien in Abb. 1a-d). Geringere Gehalte unter einen Schwellenwert von 2,51 mg*g⁻¹ TM (untere rote Linie in Abb. 1a-d) weisen auf eine Schädigung des Photosyntheseapparates hin.

In den Abbildungen 1 a-d wurden die Schwankungen und die Medianwerte der Gesamtchlorophyllgehalte auf den Level II-Dauerbeobachtungsflächen (DBF) 1202, 1203, 1206 und 1103 für den 2. Nadeljahrgang in der Zeitreihe von 1995 bis 2014 dargestellt.

Auf der **DBF 1206** (Abb. 1c) befanden sich die Medianwerte der Chlorophyllgehalte in fast allen Untersuchungsjahren (selbst im Trockenjahr 2003!) innerhalb des optimalen Referenzbereiches. Geringere Werte unterhalb des Referenzbereiches, aber noch oberhalb des unteren Schwellenbereiches wurden nur in den Jahren 2000 und 2010 beobachtet. Kritische Unterschreitungen des unteren Schwellenbereiches traten

nur in den Jahren 1995 und deutlich in 2014 auf. Im Jahr 2014 war hierfür der intensive Schadfraß der Kiefernadelscheidengallmücke (*Thecodiplosis brachyn-tera*) verantwortlich.

Erheblich stärker waren die jährlichen Schwankungen der Chlorophyllgehalte auf den DBF 1203, 1103 und 1202. Eine Unterschreitung des unteren kritischen Schwellenwertes des Chlorophyllgehaltes wurde allerdings auf der **DBF 1202** nur im ersten Untersuchungsjahr 1995 beobachtet. Danach trat eine deutliche Verbesserung der Pigmentausstattung ein, mit nur geringen Unterschreitungen des Referenzbereiches in den Jahren 1998, 2006 und 2010 (Abb. 1a).

Weitaus kritischer sind die Unterschreitungen des unteren Schwellenwertes des Chlorophyllgehaltes der **DBF 1203** (Jahre: 2003, 2004, 2005, 2008) und **1103** (Jahre: 1999, 2006, 2008, 2009, 2012, 2013). Die geringen Werte waren die Folge der Trockenheit 2003 begleitet von dem intensiven Nadelfraß der Nonne (*Lymantria monacha*) in der Schorfheide in den Jahren 2002 und 2003 bei verminderter Erholung (Abb. 1b). In 11 von 20 Untersuchungsjahren lagen die Chlorophyllgehalte der Kiefern der DBF 1203 und 1103 unterhalb des Referenzbereiches! Die Chlorophyllgehalte der Kiefernadeln der Berliner DBF 1103 fielen stetig von 2003 bis 2006 und erreichten 2006 ihren geringsten Wert (Abb. 1d). In Auswirkung der Trockenheit 2003 waren auf fast allen DBF die Nadelgehalte an Chlorophyll im 2. Nadeljahrgang erst im Jahr 2004 vermindert (Abb. 1d).

Dagegen ist ein überhöhter Chlorophyllgehalt über einen Schwellwert von 3,43 mg*g⁻¹ TM stressphysiologisch eher weniger kritisch, weist aber z. B. im Zusammenhang mit anderen Inhaltsstoffen u. a. auf überhöhte Stickstoffbelastungen, verminderte Globalstrahlung oder Kompensationsreaktionen nach starkem Nadelfraß hin. Die häufigsten Überschreitungen des oberen Referenzbereiches wurden auf der **DBF 1202** beobachtet (Jahre 1996, 2002, 2004, 2007, 2008). Auf der DBF 1203 traten nur 1996 und 2002 erhöhte Chlorophyllgehalte auf. Unabhängig von den Referenzbereichen waren die Chlorophyllgehalte der Nadeln des 2. Jahrganges in den Jahren 1996 und 2002 auf den meisten DBF erhöht.

Der Vergleich der Chlorophyllgehalte zwischen den sieben DBF zeigt, dass die Werte meist seit 2006, zumindest aber seit 2009 (bis auf wenige beschriebene Ausnahmen) stabil und ausgewogen sind, was mit der guten Vitalität der Kiefern übereinstimmt.

3.2 Risikoanalyse

Auslenkungen einzelner Biomarker aus ihren Referenzbereichen liefern zum Einen Hinweise auf die jeweiligen, aktuellen Stressbelastungen und die eingeleiteten Gegenreaktionen, die Anpassung und Überleben ermöglichen sollen, und zum Anderen erlauben Sie die Bewertung der Wirkung von Risikofaktoren.

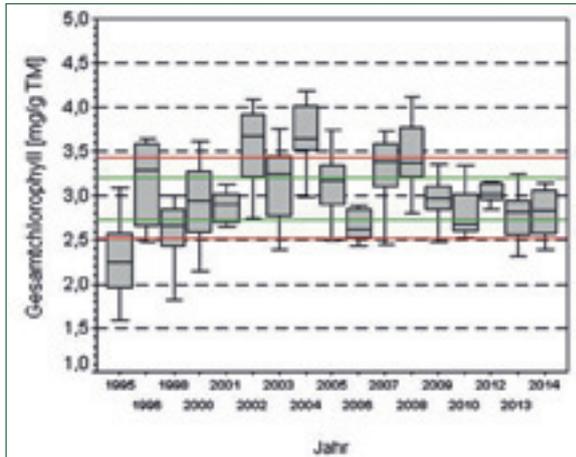


Abb. 1a: Zeitreihe des Gesamtgehaltes an Chlorophyllen a+b in Kiefernadeln des 2. Jahrgangs an identischen Probenbäumen der DBF **1202** (n=10) von 1995 bis 2014.

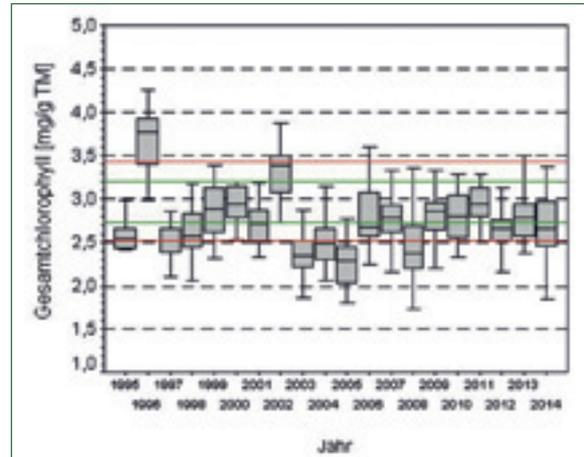


Abb. 1b: Zeitreihe des Gesamtgehaltes an Chlorophyllen a+b in Kiefernadeln des 2. Jahrgangs an identischen Probenbäumen der DBF **1203** (n=21) von 1995 bis 2014.

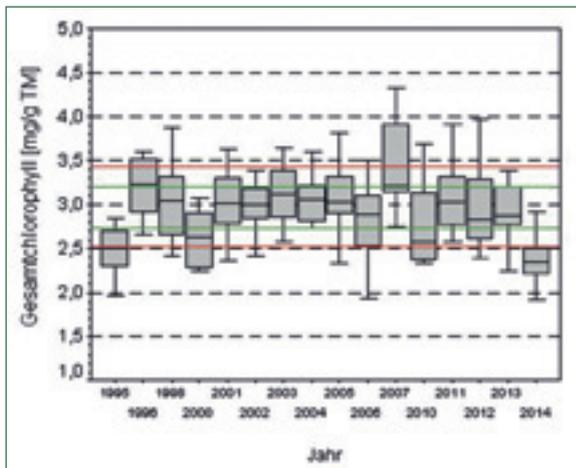


Abb. 1c: Zeitreihe des Gesamtgehaltes an Chlorophyllen a+b in Kiefernadeln des 2. Jahrgangs an identischen Probenbäumen der DBF **1206** (n=10-15) von 1995 bis 2014.

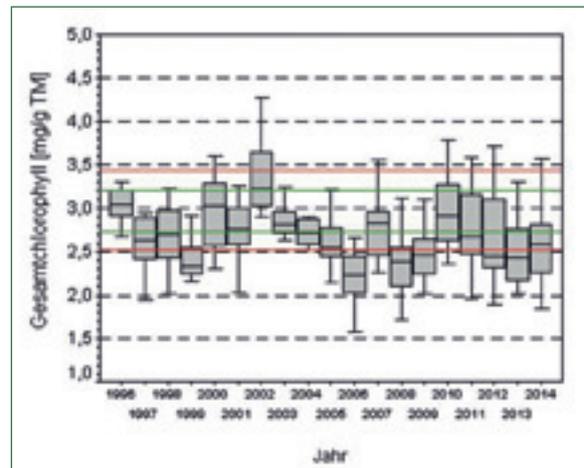


Abb. 1d: Zeitreihe des Gesamtgehaltes an Chlorophyllen a+b in Kiefernadeln des 2. Jahrgangs an identischen Probenbäumen der Berliner DBF **1103** (n=10) von 1996 bis 2014.

3.2.1 Bewertung der Trockenstressbelastung

Unter den standörtlichen Bedingungen des Landes Brandenburg ist die Bewertung der Trockenstressbelastung von besonderer Bedeutung. Bereits 2007 (zuletzt 2014) haben KÄTZEL und LÖFFLER den kaskadenartigen Phasenverlauf von Trockenstressreaktionen bei Bäumen anhand von veränderten Biomarkern beschrieben. Danach lassen sich die Bäume einzelnen Stressphasen je nach der quantitativen Veränderung unterschiedlicher Biomarker zuordnen. Je nach Dauer des Wassermangels erhöht sich zunächst die Osmolalität in den Zellen, die Kohlenhydratgehalte nehmen zu und später steigt der Gehalt der freien Aminosäure Prolin. Versagt die Anpassungsreaktion, vermindert sich in einer späteren Phase der Blattwassergehalt und der Proteingehalt wird bei gleichzeitigem Anstieg an ungebundenen Aminosäuren in den Blattzellen reduziert.

Nachfolgend werden die Zeitreihen der Biomarker Osmolalität, Prolingehalt (% Aminosäuren) und Relativer Nadelwassergehalt (% Frischgewicht (FG)) des jeweils

1. Nadeljahrgangs für den Beobachtungszeitraum bei jährlicher Probenahme in der ersten Augusthälfte betrachtet. Da der jüngste Nadeljahrgang auf Wasser-mangelbedingungen besonders sensitiv reagiert, ist er für die Bewertung des Trockenstressrisikos besser geeignet als ältere Nadeln.

Schwankungen im Wasserhaushalt von Pflanzen lassen sich zunächst sehr leicht an der **Osmolalität** des Presssaftes von Blättern/Nadeln beobachten, ohne dass dies gleich als „Schadsymptom“ zu interpretieren wäre. Die Osmolalität ist eine integrative Größe, die neben dem Wassergehalt in der Zelle auch ein Maß für die Konzentration osmotisch wirksamer Substanzen im Zellsaft darstellt. Für die Osmoregulation der Pflanzenzelle übernehmen Saccharide, anorganische Ionen und organische Säuren eine wichtige Funktion. So führt z. B. eine Spaltung von Saccharose in Fruktose und Glukose mit geringem physiologischen Aufwand zu einer Verdopplung des osmotischen Druckes in der Pflanzenzelle (GORA 1995). Im Gegensatz zum Wasserpotenzial unterliegt das osmotische Potenzial weniger Schwankungen im Tagesgang, die durch

passive (Wasserverlust und -aufnahme der Vakuole) und aktive (Synthese und Abbau osmotisch wirksamer Substanzen) Prozesse hervorgerufen werden. Eine Voraussetzung für die Berechnung des osmotischen Potentials ist die Bestimmung der Osmolalität des Presssaftes der jeweiligen Pflanzenteile. Die Erniedrigung des osmotischen Potentials (d. h. der Anstieg der Osmolalität) unter Trockenstressbedingungen ist ein bei vielen Pflanzenarten beschriebener Prozess. Dies ist Teil eines aktiven Regulationsprozesses und bewirkt durch die aktive Akkumulation osmotisch wirksamer Substanzen die Konstanz des relativen Wassergehaltes (TYREE und JARVIS 1982).

Bei guter Wasserversorgung sollten Kiefernadeln (1. Jahrgang) einen Referenzwert von $0,77 \text{ osmol kg}^{-1}$ Wasser (grüne Linie in Abb. 2 a, b) nicht überschreiten. Der obere kritische Grenzwert liegt bei $0,82 \text{ osmol kg}^{-1}$ Wasser (rote Linie in Abb. 2 a, b). Betrachtet man die Werte aller sieben Kiefern-DBF flächenübergreifend, so zeigt sich, dass die Medianwerte nur in den Jahren 2002, 2003, 2012 und 2015 den oberen Referenzwert überstiegen. Der kritische obere Schwellenwert wurde nur im Jahr 2003 überschritten (Abb. 2a). Gleichzeitig zeigen sich aber auch große Schwankungsbreiten innerhalb der jährlichen Grundgesamtheit, so dass es sinnvoll ist, die bestandesspezifischen Werte z. B. für ein Untersuchungsjahr zu vergleichen. Im Trockensommer 2003 wurden die höchsten Osmolalitäten in den Kiefernadeln der DBF 1204, 1202, 1203 und 1103 gemessen. In den beiden südlichen Flächen blieben die Medianwerte noch unterhalb des kritischen Schwellenwertes. Die Probestämme der DBF 1204 zeigten 2003 die höchste Trockenstressgefährdung (Abb. 2b).

Innerhalb der osmotisch wirksamen Substanzen nimmt die freie, ungebundene Aminosäure **Prolin** eine Sonderstellung ein, da sie bei einer Vielzahl von Organismen unter Stressbedingungen akkumuliert wird (Übersichten z. B. bei ASPINALL und PALEG 1981, STEWART 1981, TESCHE 1987). Ungebundenes Prolin, das zum größten Teil im Cytosol vorkommt, dient als Os-

molytikum und verhindert über seine Wasserbindung die Dehydratation der Zelle (HANDA et al. 1986). Ebenso erhöht es die Kältetoleranz (JONES et al. 1977, SANTARIUS 1992). In den Mitochondrien ist Prolin ein Aktivator des Tricarbonsäurezyklus und stabilisiert über die Interaktion mit Phosphorlipiden Membranstrukturen und Proteine (SMIRNOFF und CUBES 1989).

Die bioindikative Bewertung des Prolins ist auch von der Bezugsgröße abhängig. Eine Reihe eigener Untersuchungen in Stickstoffeintragsgebieten zeigen eine enge Korrelation zum Gesamtaminosäuregehalt. Um diesen „Stickstoff-Effekt“ auszublenden, wird der Prolingehalt nicht nur auf die Trockenmasse ($\mu\text{mol} \cdot \text{gTM}^{-1}$) bezogen, sondern überwiegend als prozentualer Anteil am Gesamtaminosäuregehalt (% AS) angegeben. Prolingehalte in Nadeln des jüngsten Jahrgangs unterhalb von 0,95 % AS liegen innerhalb des Referenzbereiches. Der kritische obere Schwellenwert liegt bei 1,06 % AS.

Vergleicht man die Medianwerte der Zeitreihe von 1997 bis 2010 aller Probestämme der DBF, so wurde der höchste Wert im Jahr 2003 erreicht, der jedoch noch innerhalb des Referenzbereiches lag (Abb. 3a). Wie die Abb. 3b zeigt, unterschieden sich aber die Prolingehalte zwischen den DBF im Jahr 2003 voneinander. Die höchsten Gehalte wurden in Kiefernadeln der Berliner Fläche 1103 und der DBF 1204 nachgewiesen, die damit signifikant höher waren als die der DBF 1203 (Abb. 3b; Tukey-Test, $p \leq 0,05$). Diese Befunde korrespondieren mit den Werten der Klimatischen Wasserbilanz (KWB). Danach ist die potenzielle Verdunstung vor allem an der DBF 1204 überproportional stark angestiegen. An der DBF 1103 fällt das 30jährige Mittel der KWB (vgl. KALLWEIT, diese Schrift).

Die teilweise hohen Schwankungsbreiten der Prolingehalte weisen auf die großen baumindividuellen Unterschiede bezüglich der Stresstoleranz hin. Die Abb. 3c und 3d zeigen individuelle Schwankungsbreiten des Prolingehaltes des 1. und 2. Nadeljahrgangs über den Untersuchungszeitraum seit 1998 für die

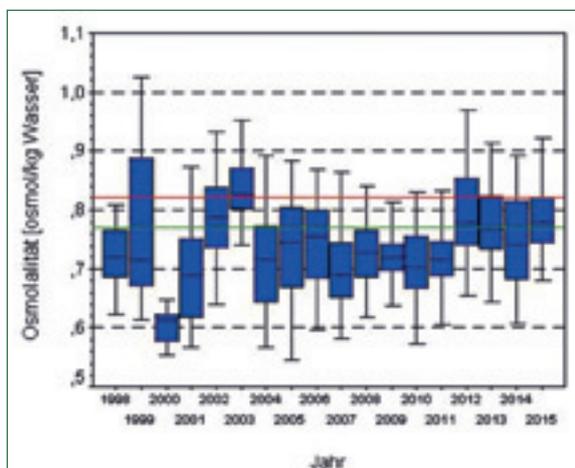


Abb. 2a: Zeitreihe der Osmolalität in Nadeln des 1. Jahrgangs flächenübergreifend von 1998 bis 2015.

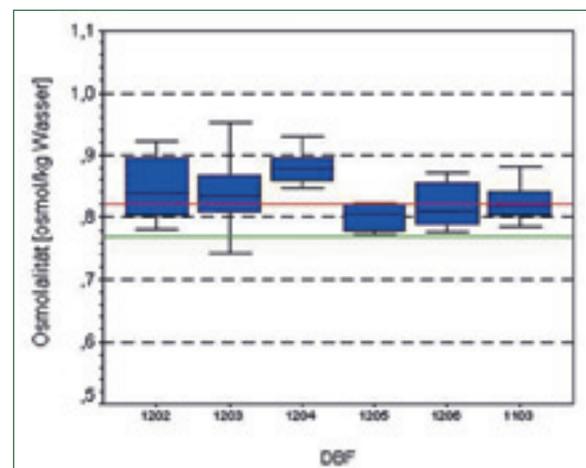


Abb. 2b: Streuung und Medianwerte der Osmolalität in Nadeln des 1. Jahrgangs zwischen sechs DBF im Trockensommer 2003.

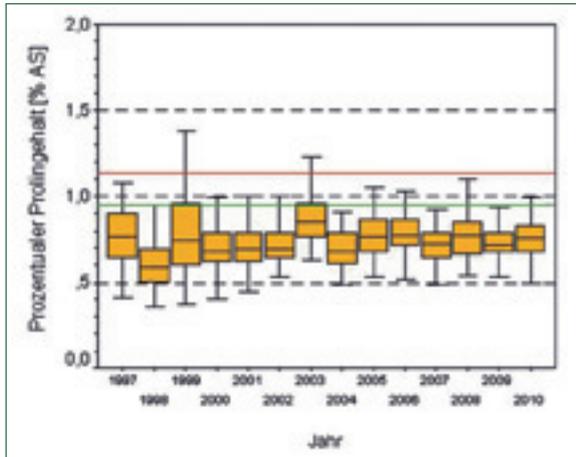


Abb. 3a: Zeitreihe des prozentualen Prolingehaltes in Nadeln des 1. Jahrgangs flächenübergreifend von 1997 bis 2010.

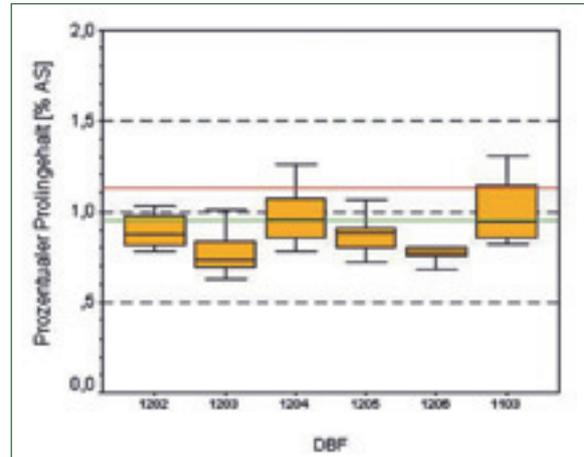


Abb. 3b: Streuung und Medianwerte des prozentualen Prolingehaltes in Nadeln des 1. Jahrgangs zwischen sechs DBF im Trockensommer 2003.

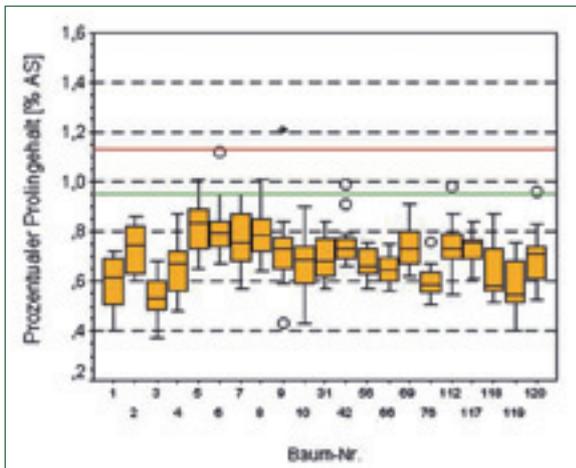


Abb. 3c: Streuung und Medianwerte des prozentualen Prolingehaltes in Nadeln des 1. Jahrgangs der Einzelbäume der DBF 1203 (Datengrundlage alle Untersuchungsjahre ab 1998, Ausreißerwerte betreffen das Jahr 2003).

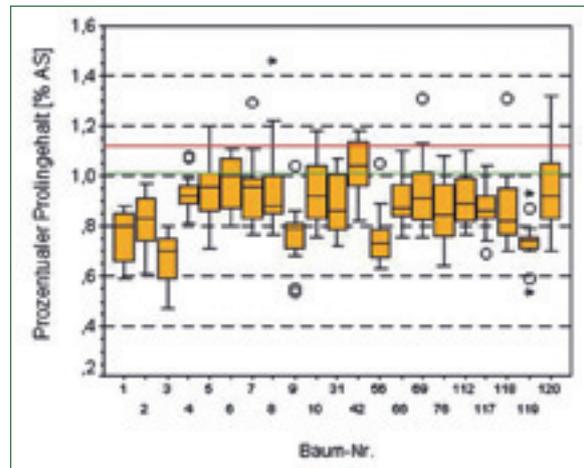


Abb. 3d: Streuung und Medianwerte des prozentualen Prolingehaltes in Nadeln des 2. Jahrgangs der Einzelbäume der DBF 1203 (Datengrundlage alle Untersuchungsjahre ab 1998, Ausreißerwerte betreffen das Jahr 2003).

DBF 1203. Während die Unterschiede bei dem noch gut wasserversorgten 1. Nadeljahrgang geringer waren und bis auf wenige Ausreißer alle Werte innerhalb des Referenzbereiches lagen, führen die höheren Alterungseffekte des 2. Nadeljahrgangs zu einer deutlichen Differenzierung zwischen den Kiefern. Die hohen „Ausreißerwerte“ der Einzelbäume betreffen alle das Jahr 2003. Während bei zwei Kiefern (Baum-Nr. 42 und 6) der Medianwert (2. Nadeljahrgang) bereits den Referenzbereich überschreitet ($>1,01$ %AS für den 2. Nadeljahrgang), waren die Prolingehalte bei anderen Bäumen (Baum-Nr. 3, 9, 56, 117, 119) auch in Trockenjahren gering (Abb. 3c). In diesem Zusammenhang sei angemerkt, dass die Kiefern 119, 117 über alle Beobachtungsjahre auch die geringste Kronenverlichtung mit geringen jährlichen Schwankungen aufwiesen, während die Kronenverlichtung der Kiefern 120 (große Streuung der Prolinwerte) und 42 großen jährlichen Schwankungen unterworfen war.

Ob die Anpassungsreaktionen während der Alarmphase der Stressreaktion erfolgreich waren, zeigt

sich auf Blatt-/Nadelebene bereits im **Wassergehalt**. Wasser stellt den größten Anteil am Frischgewicht von Pflanzenteilen dar. Dem absoluten und relativen Wassergehalt kommt daher neben den beschriebenen Wasserstatusparametern in zweifacher Hinsicht eine indikative Bedeutung zu. Zum einen spiegelt der Nadelwassergehalt unmittelbar die Versorgungsbilanz wider und zum anderen erklären Veränderungen des Wassergehaltes abweichende Reaktionsmuster anderer stressorspezifischer Biomarker.

Für den Nachweis des Wassergehaltes bzw. des Wasserdefizites stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Bei Nadelgehölzen hat sich der prozentuale Anteil des Wassers am Gesamtfrischgewicht (FG) der Nadeln als stabiler Parameter erwiesen.

Bei optimaler Wasserversorgung enthalten Kiefernadeln des 1. Jahrgangs mindestens einen Wasseranteil von 58,7 %FG. Ein kritischer Schwellenwert wird erreicht, wenn der Wert unter 57,5 %FG sinkt.

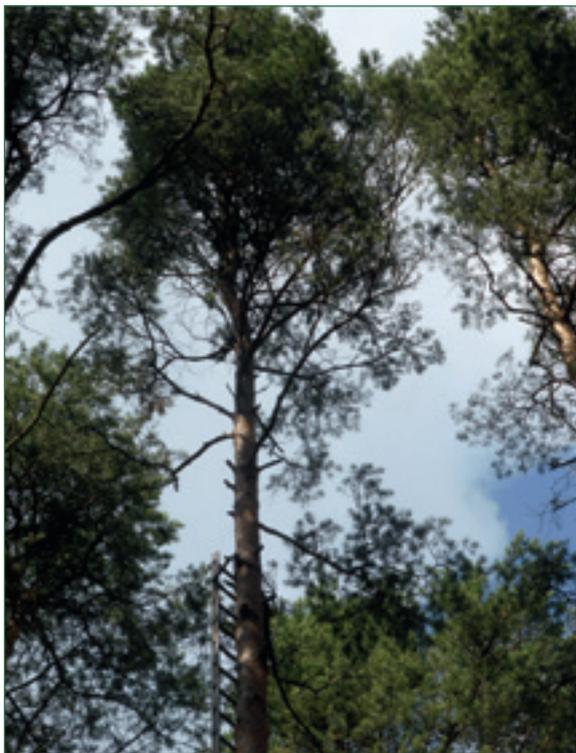


Abb. 4a: Kiefer (**Baum-Nr. 119**, Mitte) der DBF 1203 stets geringer Kronenverlichtung über den gesamten Beobachtungszeitraum und gleichzeitig geringen Prolinwerten auch unter Wassermangelbedingungen.



Abb. 4b: Kiefer (**Baum-Nr. 42**, Mitte) der DBF 1203 mit erhöhter Kronenverlichtung und überdurchschnittlich hohen Prolinwerten.

Nur im Jahr 2003 unterschritt der Medianwert geringfügig diese untere Schwellengrenze. In anderen Trockenjahren (z. B. 2006, 2015) verblieben die Medianwerte im Referenzbereich. Mit Ausnahme des geringeren Wertes im Jahre 2008 lagen die relativen Nadelwassergehalte in den Folgejahren in einem optimalen Bereich (Abb. 5a). Betrachtet man die Unterschiede zwischen den DBF im Jahr 2003, so zeigt sich, dass sich die Medianwerte der DBF 1103, 1206 und 1202 noch oberhalb des kritischen Schwellenwertes befanden, während vor allem die Kiefern der DBF 1203 deutlich darunter lagen. Da die Prolinwerte (s. o.)

der Kiefern der DBF 1203 jedoch nicht erhöht waren, dürfte dies vor allem auf die Nadelschäden infolge des akuten Nonnenfraßes 2002/2003 in der Schorfheide zurückzuführen sein (Abb. 5b). Die gleiche Biomarkerkonstellation wurde später bei Kiefern der DBF 1206 infolge des Fraßes der Kiefernadelsscheidengallmücke (siehe oben) in den Jahren 2013 und 2014 beobachtet, nach der angefressene Nadeln austrockneten.

Obwohl die Kiefern der DBF 1202 auch im Trockensommer 2003 noch einen vergleichsweise hohen Wasseranteil in den Nadeln aufrechterhalten konnten,

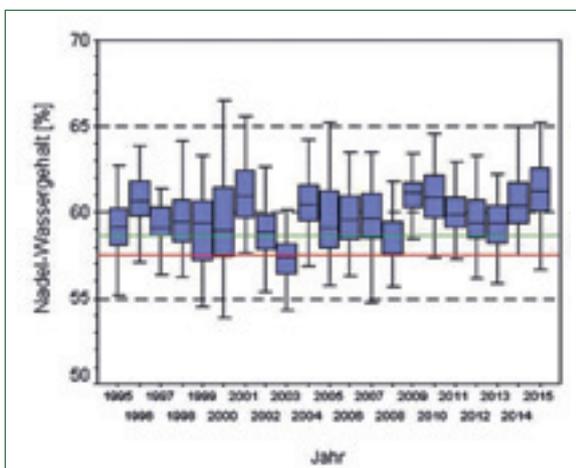


Abb. 5a: Zeitreihe des prozentualer Wassergehaltes in Nadeln des **1. Jahrgangs** flächenübergreifend von 1995 bis 2015.

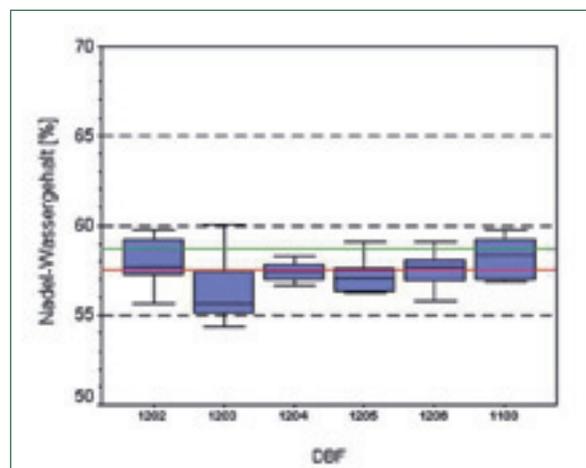


Abb. 5b: Streuung und Medianwerte des prozentualer Wassergehaltes in Nadeln des **1. Jahrgangs** zwischen sechs DBF im Trockensommer 2003.

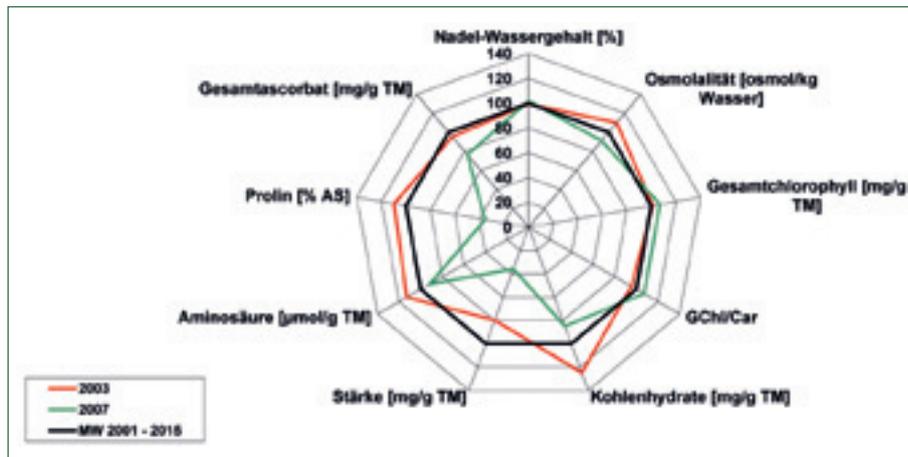


Abb. 6: Relative Abweichung einzelner Nadelinhaltsstoffe des 2. Jahrgangs der DBF 1202 zu einem langjährigen Mittelwert (2001 – 2015 = 100 %) zwischen dem Trockensommer 2003 (rote Linie) und einem vergleichsweise gut wasserversorgten Jahr 2007 (grüne Linie) zu jahres-/stressspezifischen Biomarkermustern.

so zeigten andere Biomarker im Zuge der Trockenstressreaktion und des Anpassungsprozesses deutliche Veränderungen gegenüber den Werten in anderen Jahren. Der veränderte physiologische Zustand spiegelt sich in einem veränderten „Muster“ der Biomarker wider, das in dem Netzdiagramm (Abb. 6) für den 2. Nadeljahrgang dargestellt ist. Um unterschiedliche Parameter mit einander vergleichen zu können, wurden ihre relativen prozentualen Abweichungen zu einem langjährigen Mittelwert (2001 – 2015 = 100 %) berechnet. Vergleicht man z. B. die Biomarkermuster zwischen dem Trockensommer 2003 (rote Linie) und einem vergleichsweise gut wasserversorgten Jahr 2007 (grüne Linie), so zeigen sich tiefgreifende Unterschiede in den Gehalten an Kohlenhydraten, Stärke, Prolin, Gesamtaminosäuren und Ascorbat, während sich konservative Parameter wie der Gesamtchlorophyll- und Wassergehalt kaum ändern. Letztendlich zeigt dies, dass die Anpassungsprozesse erfolgreich funktionieren. Die Ergebnisse auf den Dauerbeobachtungsflächen bestätigen auch die Befunde aus weitgehend kontrollierten Trockenstressversuchen (vgl. KÄTZEL und LÖFFLER 2014).

3.2.2 Bewertung der Stickstoffbelastung

Unter den in die Brandenburger Wälder eingetragenen Luftschadstoffen sind heute nur noch die reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen (NH_x , NO_x), die vor allem aus der Landwirtschaft und dem Straßenverkehr emittiert werden (siehe Beitrag EINERT und KALLWEIT, diese Schrift), baumphysiologisch relevant. Daher soll nachfolgend das Risikopotenzial von Stickstoffeinträgen auf die Kiefern der Dauerbeobachtungsflächen anhand der Nadelinhaltsstoffe Stickstoff, Gesamtaminosäuren und Arginin bewertet werden.

Die Medianwerte und Streuungen der Stickstoffgehalte der Nadeln des 2. Jahrgangs spiegeln eine weitgehend ausgewogene Stickstoffversorgung wider, mit geringfügig überhöhten Werten bei den Kiefern der DBF 1204 und 1103 (siehe Beitrag RIEK, diese Schrift; GÖTTLEIN 2015) (Abb. 7 gezeigt für das Jahr 2011). Die Ursachen für die erhöhten Nadelspiegelwerte werden im Fall der DBF 1204 in der Emission einer nahe gelegenen Geflügelmastanlage und/oder des weiter ent-

fernt liegenden Stickstoff-Düngemittelwerkes und im Fall der DBF 1103 in den emittierten Autoabgasen einer stark befahrenen Bundesstraße im Südosten Berlins gesehen. Da Stickstoffverbindungen für eine Vielzahl organischer Moleküle (Proteine, Aminosäuren, DNA, Porphyrine u.v.a.) essentiell sind, lässt sich die schädigende Wirkung überschüssiger N-Verbindungen jedoch kaum am N-Gehalt ermitteln. Wichtiger zur Bewertung der ökotoxikologischen Belastung sind die Gehalte an freien Aminosäuren (GEZELIUS und NÄSHOLM 1993; NÄSHOLM et al. 1994; McLAUGHLIN et al. 1994) und insbesondere der Aminosäure Arginin, die unter „normalen“ Bedingungen nur in sehr geringen Mengen in Pflanzenzellen vorkommen.

Im Beispieljahr 2011 unterschied sich der Gehalt der ungebundenen Aminosäuren der DBF 1204 signifikant von den anderen Brandenburger Dauerbeobachtungsflächen. Die Abb. 7b zeigt zusätzlich zu den Brandenburger Beständen noch zwei Intensivmessflächen aus Regionen intensiver Landwirtschaft in Niedersachsen (Regionen Diepholz/Cloppenburg, Uelzen), die im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes „Nachhaltiges Landnutzungsmanagement im nordostdeutschen Tiefland“ (NaLaMa-nT, 2011 – 2014) untersucht wurden. Die signifikant höheren Aminosäuregehalte der beiden niedersächsischen Kiefernbestände zeigen eine weitaus höhere Stickstoffbelastung an.

Von allen proteinogenen Aminosäuren verfügt das Arginin mit vier N-Atomen über den höchsten Masseanteil an Stickstoff. Es gibt eine Reihe von Belegen dafür, dass die Akkumulation von Arginin zur Entgiftung von überschüssigen N-Verbindungen beiträgt (Ammoniumtoxizitätssyndrom) (MOHR 1990; ISERMANN und ISERMANN 1995; HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992) und daher als Indikator für N-Überernährung gut geeignet ist. Oberhalb von N-Nadelspiegelwerten von $15 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TM}$ zeigen die Arginingehalte eine N-Überernährung unter Berücksichtigung standörtlicher und genetischer Unterschiede zwischen den Beständen subtiler an (Abb. 7c).

Die Abb. 7d belegt die deutlich stickstoffüberernährten Kiefern der niedersächsischen Bestände Diepholz und Uelzen im Vergleich zu den Brandenburger DBF für das

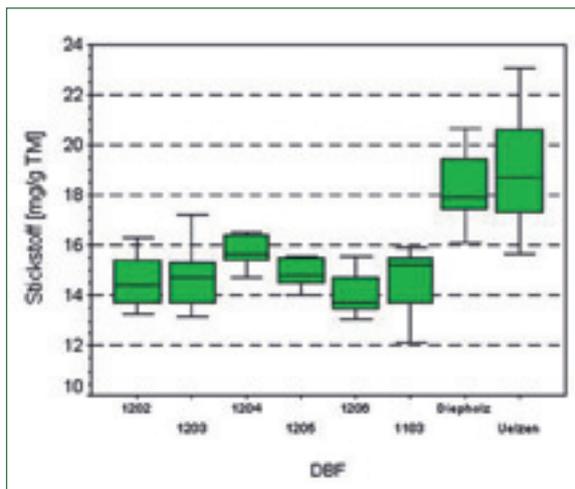


Abb. 7a: Mediane und Streuungen der Stickstoff-Nadelspiegelwerte des 2. Nadeljahrgangs der Brandenburger DBF sowie zweier niedersächsischer Kiefernbestände im Untersuchungsjahr 2011.

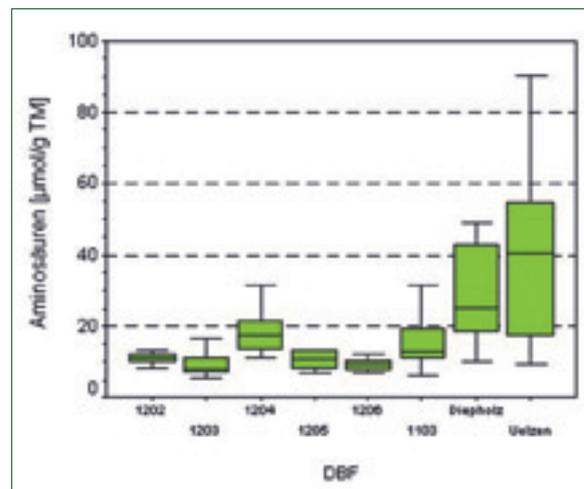


Abb. 7b: Mediane und Streuungen der Gehalte an freien Aminosäuren des 2. Nadeljahrgangs der Brandenburger DBF sowie zweier niedersächsischer Kiefernbestände im Untersuchungsjahr 2011.

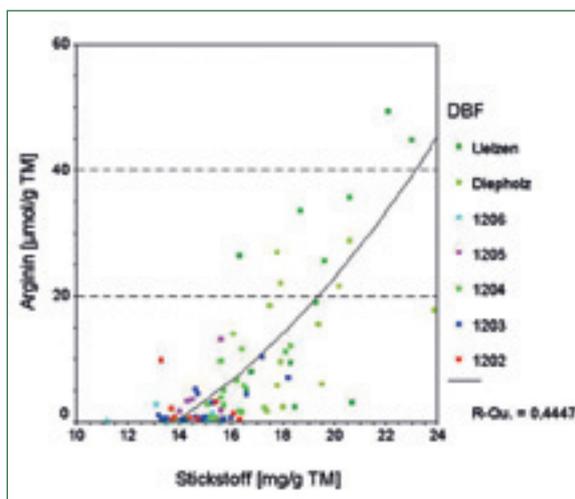


Abb. 7c: Beziehungen zwischen dem Gehalt an Stickstoff und Arginin in Kiefern des 2. Jahrgangs (Datengrundlage Bestandesmittelwerte von 2011 – 2014).

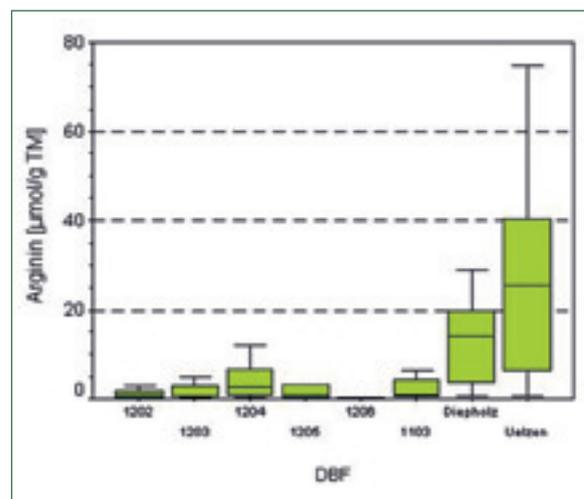


Abb. 7d: Mediane und Streuungen der Arginingehalte des 2. Nadeljahrgangs der Brandenburger DBF sowie zweier niedersächsischer Kiefernbestände im Untersuchungsjahr 2011 (Erläuterungen im Text).

Beispieljahr 2011 anhand des Arginin-Gehaltes. Innerhalb der Brandenburger Bestände sind die DBF 1206 und 1202 der geringsten N-Belastung ausgesetzt. Für die DBF 1204 bestätigt sich die überhöhte N-Aufnahme.

3.3 Biomarkermuster

Wie bereits die Auswertung der physiologisch komplexen Trockenstressreaktion (Kap. 3.2.1, Abb. 6) zeigte, können physiologische Zustände nur verstanden werden, wenn möglichst eine Vielzahl relevanter Stoffwechselprozesse einbezogen werden. Zu leicht führt sonst die Veränderung von Einzelparametern zu Fehlinterpretationen. Andererseits zeigten die verwendeten biochemischen Parameter eine Reihe interkorrelativer Beziehungen. Auch die praktische Verwendung biochemischer Inhaltsstoffe fordert, das Spektrum der Biomarker auf eine notwendige Mindestanzahl zu beschränken.

Mit Hilfe einer Faktorenanalyse wurden die wechselseitig korrelierten Variablen auf wenige, voneinander unabhängige Variablengruppen (Faktoren) reduziert. Trotz der Parameterreduktion sollte der Informationsverlust möglichst gering gehalten werden. Durch die Hauptkomponentenanalyse wurde somit das Spektrum auf jene Biomarker eingegrenzt, die den größten Beitrag zur Beschreibung des physiologischen Zustandes leisten. Alle selektierten Faktoren müssen einer physiologischen Interpretation zugänglich sein und werden in weiteren Auswerteschritten wie eigenständige Parameter behandelt.

Unter Berücksichtigung des Kaiserkriteriums (Eigenwerte > 1) wurden aus 12 Biomarkern der Untersuchungsjahre 1996 bis 2013 für die beiden ersten Nadeljahrgänge [Nj] fünf Faktoren extrahiert, die 73 % (1. Nj) bzw. 70 % (2. Nj) der Gesamtvarianz erklären (Tab. 2). (Anmerkung: Die phenolischen Inhaltsstoffe

wurden nicht in die Faktoranalyse einbezogen, da sich die Brandenburger Kiefern in mindestens zwei verschiedene Chemotypen unterscheiden lassen, die genetisch determiniert sind (KÄTZEL und LÖFFER 2007b)).

Die Bezeichnung der einzelnen Faktoren entspricht in der Regel dem biochemischen Parameter, der mit höchster Faktorladung in den entsprechenden Faktor eingeht bzw. einem äußeren Einflussfaktor, der diese Parameterkonstellation ausgelöst hat. Für beide Nadeljahrgänge gibt es bei den extrahierten Faktoren Übereinstimmungen, aber auch geringfügige Unterschiede in der Wichtung in Bezug auf die Erklärung der Gesamtvarianz (vgl. Tab. 2). Übereinstimmend bei beiden Nadeljahrgängen repräsentiert der **Faktor 1** alle Biomarker, die Wassermangelbedingungen anzeigen. Somit ist er der Faktor, der den höchsten Beitrag zur Erklärung der Gesamtvarianz liefert. Der Wassergehalt **[WG]** der Nadeln ist hoch negativ ($r = -0,87$ bzw. $-0,81$), während die Osmolalität hoch positiv ($r = 0,86$ bzw. $0,73$) korreliert ist. Daneben gehen im 1. Nadeljahrgang die Kohlenhydrate **[KH]** bzw. im 2. Nadeljahrgang der Stärkegehalt positiv in den Faktor ein, im 2. Nadeljahrgang ist zusätzlich der Gesamtchlorophyllgehalt **[GChl]** negativ enthalten.

Der **Faktor 2** (1. Nj) bzw. der **Faktor 4** (2. Nj) wurde als „Pigmentfaktor“ bezeichnet, da in ihnen die Pigmente (Gesamtchlorophyll, Carotinoide **[Car]**) bzw. Pigmentverhältnisse (Gesamtchlorophyll/Carotinoide, **[GChl/Car]**) mit der höchsten positiven Ladung enthalten sind. Da im 2. Nj zusätzlich der Kohlenhydratgehalt negativ korreliert ist, repräsentiert der Faktor auch einen positiven (stressfreien) Vitalitätszustand, bei dem die synthetisierten Kohlenhydrate über die Phloembeladung abfließen.

Der **Faktor 3** (1. Nj) bzw. der **Faktor 2** (2. Nj), der ca. 15 % der Gesamtvarianz erklärt, fasst Parameter zusammen, die der Biomasseleistung der Nadeln (Nadellänge, 100-Nadel-Trockenmasse **[100-NTM]**) entsprechen.

Der **Faktor 4** des 1. Nj wird vom Gesamtascorbatgehalt **[GAsc]**, als Indikator für oxidativen Stress, hoch geladen und ist vergleichbar mit dem **Faktor 5** des 2. Nj. Hohe Faktorwerte kennzeichnen daher Belastungszustände für die Bäume.

Der **Faktor 5** des 1. Nj ist ein weiterer Stressfaktor, da in ihm neben dem prozentualen Prolingehalt **[Proz. Prolin]** die löslichen Proteine negativ geladen enthalten sind. Hohe Faktorwerte stehen hier ebenfalls für Belastungszustände, da sie einen Anstieg im prozentualen Prolingehalt bei gleichzeitiger Verringerung der löslichen Proteine anzeigen.

Der **Faktor 3** des 2. Nj repräsentiert die Akkumulation von Stickstoff, der mit dem Gesamtgehalt der freien Aminosäuren **[AS]** hoch korreliert ist ($r = 0,75$). Ebenso gehen der Chlorophyll- und Kohlenhydratgehalt positiv korreliert in den Faktor ein.

Anschließend wurde mit Hilfe einer Clusteranalyse einzelfallweise (Baum, Untersuchungs-jahr) geprüft, welche Faktorenkombinationen spezifische biochemische Muster („Biomarkermuster“) ergeben, die verschiedene physiologische Zustände charakterisieren. Das heißt, die „Biomarkermuster“, die das komplexe physiologische Leistungs-(Reaktions)potenzial der Einzelbäume/Bestände abbilden, entstehen aus der baum-, flächen- und jahresspezifischen Kombination der Einzelfaktoren. So lassen sich objektivierte „Vitalitätszustände“ (resp. Gefährdungspotenzialen) ableiten. Für die Clusteranalyse wurde die Ward-Methode (Erläuterung u. a. bei BÜHL und ZÖFFEL 2000) verwendet. Für die vorliegende Datenmatrix ergab sich eine optimale Lösung von jeweils fünf deutlich abgegrenzten Clustern.

Diese fünf Cluster unterschieden sich hinsichtlich der Ausprägung der fünf zuvor extrahierten Faktoren. Die Unterschiede wurden mit Hilfe der Varianzanalyse (Duncan-Test, $p \leq 0,05$) statistisch abgesichert (Abb. 8).

Tab. 2: Bezeichnung der fünf extrahierten Faktoren auf Grundlage der physiologischen Interpretation (in Klammern: erklärte Varianz bzw. Korrelationskoeffizienten) zusammen mit den in den Faktoren enthaltenen Biomarkern (dargestellt werden nur Parameter mit $r > 0,4$) für den 1. Nj (a) bzw. für den 2. Nj (b).

(a)

Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5
Wassermangel (18 %)	Pigmentfaktor (18 %)	Biomassefaktor (14 %)	Ascorbatfaktor (14 %)	Stressfaktor (9 %)
Nadel-WG (-0,87) Osmolalität (0,86) KH (0,70)	GChl (0,91) Car (0,86) AS (0,50)	Nadellänge (0,91) 100-NTM (0,90)	G-Ascorbat (0,84) Stärke (0,68) Proteine (0,52)	Proz. Prolin (0,85) Lösliche Proteine (-0,54)

(b)

Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4	Faktor 5
Wassermangel (23 %)	Biomasse (15 %)	Aminosäure-Faktor (12 %)	Pigmentfaktor (10,6 %)	Stressfaktor (9,2 %)
Nadel-WG (-0,81) Osmolalität (0,73) Stärke (0,64) G-Chl (-0,52)	Nadellänge (0,92) 100-NTM (0,89)	AS (0,76) G-Chl (0,61) KH (0,42)	GChl/Car (0,87) KH (-0,42)	Proz. Prolin (0,81) G-Ascorbat (0,58)

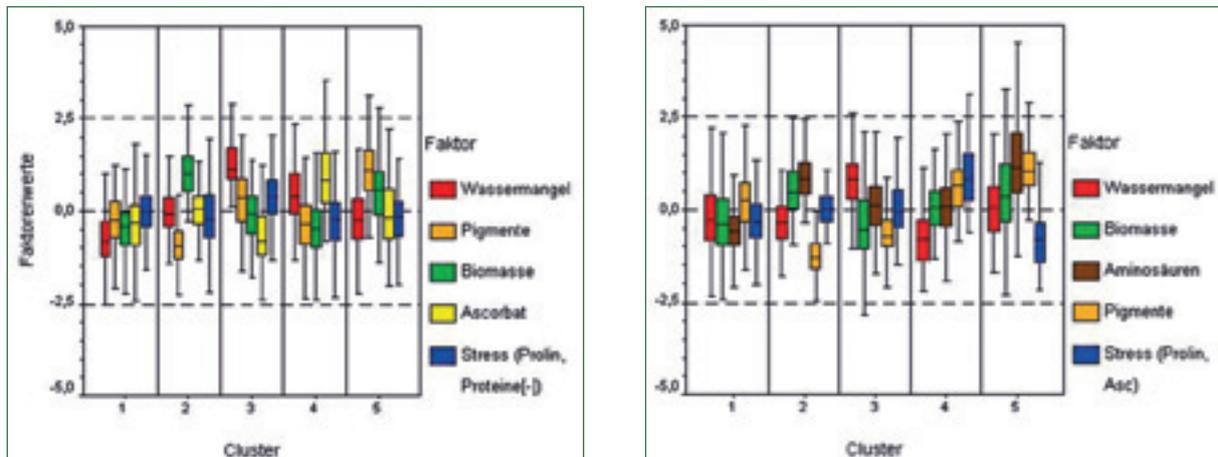


Abb. 8: Boxplots der Werte der fünf extrahierten Faktoren der Hauptkomponentenanalyse differenziert in fünf unterschiedlichen Clustern für den 1. Nj (a) bzw. 2. Nj (b).

Die fünf unterschiedlichen Cluster repräsentieren verschiedene physiologische Zustände, die als charakteristische Biomarkermuster hervortreten, d. h. der jeweilige physiologischer Zustand jeder untersuchte Kiefer kann in jedem Untersuchungsjahr einem dieser fünf Cluster zugeordnet werden. Diese physiologischen Zustände sollen nachfolgend für jedes Cluster beschrieben werden.

Kiefern, die dem **Cluster 1** zugeordnet wurden, verfügen über eine vergleichsweise geringe Stoffwechselaktivität. Diese Bäume sind keiner der untersuchten Stressbelastungen ausgesetzt, dennoch zeigt sich dieses „Sparprogramm“ in einer geringen Nadel trockenmasse, geringen Chlorophyll- und Gesamtaminosäuregehalten. Dieses physiologische Muster wurde vor allem bei Kiefern der DBF 1203 von 1998 bis 2013 und 1103 ab 2007 und bei einigen wenigen Bäumen der DBF 1205 (außer 2006 – 2008) beobachtet (Abb. 8 und 9, Tab. 3, graue Einfärbung).

Dagegen zeichnen sich Kiefern des **Clusters 2** durch eine hohe Stoffwechselaktivität bei einer hohen Stick-

stoffversorgung (Faktor 3) aus. Die Nadel trockenmassen und Kohlenhydratgehalte der Nadeln (Faktor 2) sind ebenfalls hoch. Allerdings ist der Pigmentfaktor 4 deutlich vermindert, was auf erhöhte Carotinoidgehalte zurückzuführen ist. Die Stressbelastung (Faktor 5) ist geringfügig höher als bei Kiefern des Clusters 1, wobei Wassermangel (Faktor 1) auszuschließen ist. Dieses physiologische Muster wurde bei Probestämmen aller Flächen bis einschließlich 2003 (2. Nadeljahrgang!) beobachtet. Danach traten nur noch vereinzelt Kiefern mit diesem Muster, vor allem auf den DBF 1205 und 1204, auf (Abb. 8 und 9, Tab. 3, grüne Einfärbung).

Bäume, deren physiologischer Zustand dem **Cluster 3** entspricht, leiden unter Wassermangel. Der Trockenstressfaktor 1 ist deutlich erhöht, während der Biomassefaktor 2 vermindert ist. Allerdings ist der Stressfaktor 5, der vom Prolin- und Ascorbatgehalt „geladen“ wird, nicht höher als bei Kiefern des Clusters 2. Dieses Biomarkermuster dominiert ab 2003 zunächst auf den DBF 1203, 1103 und 1204. Im darauf folgenden Trockenjahr 2006 waren auch die Kiefern der DBF 1202 und 1103 intensiv betroffen (Abb. 8 und 9, Tab. 3, gelbe Einfärbung). Nach

Tab. 3: Charakteristische Merkmale der fünf biochemischen Muster (Cluster) des 1. (a) bzw. 2. Nadeljahrganges (b).

Cluster/Muster	Charakteristik	Interpretation
1	alle Parameter unauffällig	„Sparprogramm“ geringer Stoffwechsel
2	100-NTM+, AS-	hohe Stoffwechselaktivität bei geringfügig eingeschränkter Wasserversorgung
3	Nadel-WG-, 100-NTM-, Proz. Prolin+, Proteine-	Wassermangel
4	100-NTM-, GAsc+, Proz. Prolin-	(oxidativer) Stress
5	GChl+, Proteine+, Proz. Prolin-, Nadel-WG+	hohe Stoffwechselaktivität bei guter Wasserversorgung

(a)

Cluster/Muster	Charakteristik	Interpretation
1	100-NTM-, AS-, GChl-	„Sparprogramm“ geringer Stoffwechsel
2	100-NTM+, KH+, Car+	hohe Stoffwechselaktivität bei hoher N-Versorgung
3	Nadel-WG-, 100-NTM-	Wassermangel
4	Nadel-WG+, Osmolalität-, GAsc+, Proz. Prolin+, Car+	oxidativer Stress bei guter Wasserversorgung
5	AS+, Arginin+, GChl+	N-Eutrophierung

(b)

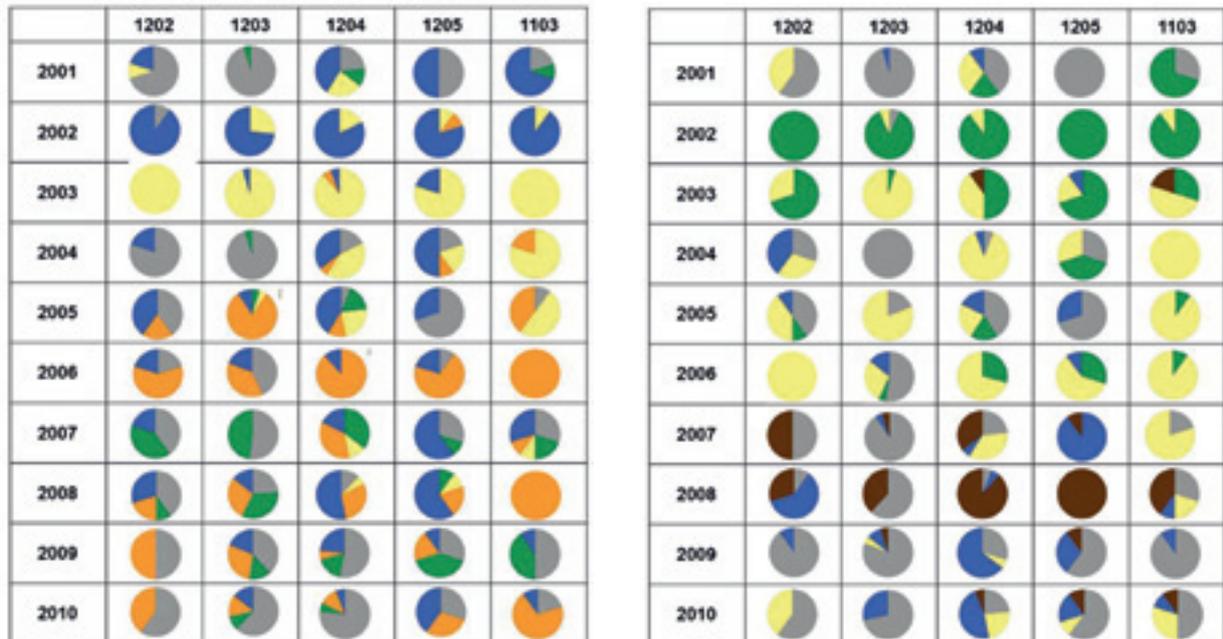


Abb. 9: Bestandesweise Zuordnung der untersuchten Einzelbäume in die fünf ermittelten Cluster/Biomarkermuster in den Untersuchungsjahren 2001 – 2010 (Darstellung der Anzahl der Bäume pro Cluster als Häufigkeitskreisdiagramm): links für den 1. Nj; grau – Cluster 1, grün – Cluster 2, gelb – Cluster 3, orange – Cluster 4, blau – Cluster 5; rechts für den 2. Nj; grau – Cluster 1, grün – Cluster 2, gelb – Cluster 3, blau – Cluster 4, braun – Cluster 5.

dem niederschlagsreichen Sommer 2011, wurde dieses Muster nur noch vereinzelt beobachtet.

Kiefern des **Clusters 4** sind zwar gut wasserversorgt (niedriger Wert für Faktor 1) und leiden auch nicht an einer Stickstoffübersorgung (mittlerer Wert für Faktor 3); befinden sich aber in einem physiologischen Stresszustand der auf Grund des erhöhten Ascorbatgehaltes charakteristisch für oxidativen Stress ist (höchster Wert für Faktor 5). Dieser Zustand wurde bis auf wenige Ausnahmen zunächst nur in den Jahren 2004 bei mehreren Kiefern auf der DBF 1202 und 2005 auf den DBF 1205 und 1204 beobachtet. Dies könnten z. B. nachwirkende Reaktionen auf die sehr hohen Ozonwerte des Jahres 2003 sein, die hier am Standort Neuglobsow gemessen wurden (s. Beitrag EINERT und KALLWEIT, diese Schrift, Abb. 6 und 7). Ab dem Jahr 2007 nahm die Anzahl der Kiefern mit diesem Biomarkermuster deutlich zu, insbesondere auf den DBF 1204 und teilweise 1205 (Abb. 8 und 9, Tab. 3, blaue Einfärbung).

Vor dem Jahr 2007 sind ebenfalls wenige Bäume, dem **Cluster 5** zugeordnet worden, die einem hohen Stickstoffeintrag widerspiegeln. Danach nimmt die Anzahl der Kiefern mit diesem Muster deutlich zu. Ab 2011 (nicht grafisch dargestellt) wurden die Mehrzahl der Kiefern der DBF 1204 diesem Biomarkermuster zugeordnet. Die Gesamtgehalte an Aminosäuren, insbesondere an Arginin, sind ebenso erhöht wie der Chlorophyllgehalt. Die Werte des Stressfaktors 5 sowie der Carotinoidgehalt sind jedoch gering (Unterschied zu Cluster 2), (Abb. 8 und 9, Tab. 3, braune Einfärbung).

Die beispielhaft dargestellten Jahre 2001 – 2010 zeigen die physiologischen Veränderungen der Muster

beider Nadeljahrgänge in vier unterschiedlichen Phasen: (1) bis 2003, (2) 2003 – 2006, (3) 2007/08 und (4) 2009/2010. Die Unterschiede zwischen diesen Phasen sind häufig markanter als zwischen den betrachteten fünf DBF (Abb. 9a+b).

Bis 2003 sind die Kiefern, die anhand ihres Biomarkermusters einer optimalen Stoffwechselaktivität zugeordnet werden, häufig (1. Nj, blaue Einfärbung; 2. Nj, grüne Einfärbung). Im Trockenjahr 2003, in dem bis zum Beginn der Probenahme kein Niederschlag auftrat, reagieren beide Nadeljahrgänge relativ ähnlich auf die Witterungsbedingungen, so dass ein großer Anteil der Bäume dem „Trockenstresscluster 3“ (gelbe Einfärbung) zugeordnet wird. Während von 2003 bis 2006 (bei 1103 und 1204 bis 2007) die Zuordnung der Bäume zum „Trockenstresscluster 3“ (gelbe Einfärbung) für den 2. Nj weiterhin relativ hoch ist, „erholte“ sich der 1. Nj (mit Ausnahme der Berliner Fläche 1103) deutlich schneller, was sich in den Veränderungen der Clusterzuordnungen widerspiegelt.

Interessant sind die Ergebnisse im Trockenjahr 2006. In diesem Jahr gab es eine langanhaltende Trockenphase bis zum Juli, die im August – vor Beginn der Probenahme – beendet war. Resultierend daraus wird das Biomarkermuster des 1. Nj – anders als im Trockenjahr 2003 – dem Cluster 4 zugeordnet, da nur noch die geringen Nadelnadeln und der erhöhte Ascorbatgehalt, nicht aber der Wasserhaushalt der Nadeln (Prolin, Nadelwassergehalt) auf die vorhergehende Trockenperiode hinweist. Dagegen ist das Biomarkermuster des 2. Nj vergleichbar mit dem aus dem Jahre 2003. Auf der Südbrandenburger DBF 1205 ist der Anteil der Kiefern mit dem Trockenstressmuster (gelbe Einfärbung) im Flächenvergleich 2003 am geringsten,

2006 jedoch ist die Zuordnung der Bäume mit der der anderen Flächen vergleichbar.

In den Jahren 2007 und 2008 häuft sich im 2. Nj das Auftreten des Stickstoff-dominierten Biomarkermusters 5, das zuvor nur im Jahre 2003 auf den erheblich stickstoffbeeinflussten DBF 1103 und 1204 vereinzelt auftrat. Zunehmend häufiger war dieses Biomarkermuster nach 2010 (nicht grafisch dargestellt) auf den DBF 1204 und (mit geringeren Baumanteilen) 1205.

Ab dem Jahr 2007 (1. Nj) bzw. 2009 (2. Nj; DBF 1203 bereits ab 2007) entsprachen die physiologischen Muster der meisten Kiefern wieder dem Cluster 1 (wie 2001), mit einer deutlich geringeren Stoffwechselaktivität (graue Einfärbung). Auffällig ist aber auch, dass im 2. Nj immer wieder Bäume dem „Stresscluster 4“ (oxidativer Stress bei guter Wasserversorgung, blaue Einfärbung) zugeordnet wurden. Diese Zuordnung erfolgte dann häufig bestandesspezifisch für einzelne Jahre (z. B. DBF 1205 in 2007, 1204 in 2009 und 2010, 1202 in 2008).

3.4 Baumartenvergleich: Gem. Kiefer vs. Rot-Buche und Trauben-Eiche

Da das Brandenburger Level II-Dauerbeobachtungsprogramm neben den Kieferbeständen auch jeweils einen Buchen- und Eichenbestand (erst seit 2015 zwei Bestände) einschließt, bot sich die Möglichkeit eines Baumartenvergleichs bezüglich der Biomarkermuster an. Exemplarisch wurde das Trockenjahr 2003 ausgewählt. Für den Vergleich der beiden Laubbaumbestände DBF 1207 (Rot-Buche) und 1208 (Trauben-Eiche) mit einem Kiefernbestand wurde die standörtlich und räumlich nächste Kiefern-DBF 1202 (zur Rot-Buche, beide Revier Menz) herangezogen. Die Reaktion der Kiefern im Trockenjahr 2003 wurden bereits im Kap. 3.2.1 (Abb. 6) besprochen. Um die Vergleichbarkeit zwischen den Biomarkern zu gewährleisten, wurden wie für Abb. 6 die relativen prozentualen Abweichungen zu einem langjährigen Mittelwert (2001 – 2015 = 100 %) berechnet. Die stärkste Trockenstressreaktion zeigte die Rot-Buche (Abb. 10, rote Linie), mit einer hohen Prolinakkumulation, einem deutlichen Chlorophyllabbau, einer verstärkten Carotinoidsynthese bei gleichzeitig unverändertem Stärkegehalt. Die

Verminderung des Chlorophyllgehaltes bei gleichzeitiger Zunahme der Carotinoide dürfte allerdings weniger auf die Trockenheit als vielmehr auf die hohe Strahlungsintensität des Sommers 2003 zurückzuführen sein, an die die beiden Lichtbaumarten Eiche und Kiefer besser angepasst sind.

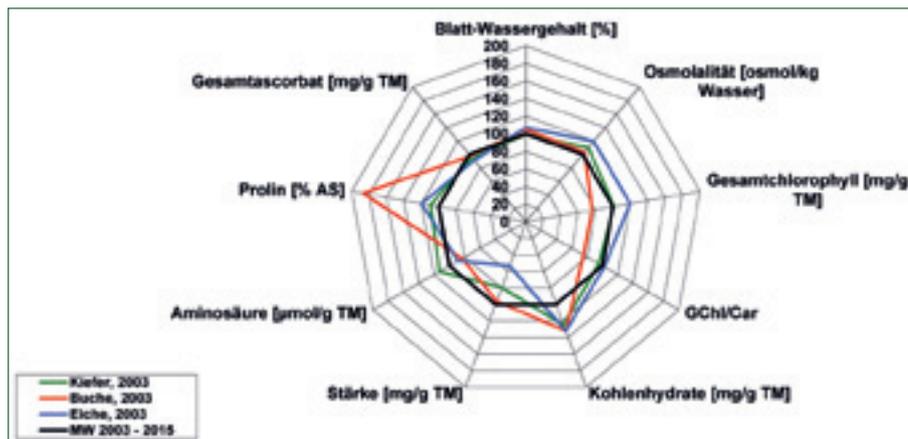
Die Reaktion der Trauben-Eichen (Abb. 10, blaue Linie) fiel insgesamt geringer aus. Die Osmolalität, der Kohlenhydrat-, Prolin- und Chlorophyllgehalt waren erhöht, während der Stärkegehalt deutlich vermindert war. Im Vergleich zu den beiden Laubbaumarten zeigten die Kiefern (Abb. 10, grüne Linie) die geringsten Stressreaktionen. Auffällig waren der Anstieg der Gehalte der löslichen Kohlenhydrate und Aminosäuren, verbunden mit einer vergleichsweise geringen Zunahme der Osmolalität. Überraschend war, dass bei keiner der drei Baumarten eine Verminderung des Blatt-/Nadelwassergehaltes zu beobachten war.

4 Schlussfolgerungen

In der baumphysiologischen (Stress-)Forschung und unter weitgehend kontrollierten Bedingungen sind biochemische Pflanzeninhaltsstoffe etablierte Indikatoren für Anpassung und Belastungszustände.

Die Verwendung derartiger Biomarker für ein Langzeitmonitoring über zwei Jahrzehnte mit mittelalten (hohen) Bäumen und unter unkontrollierbaren, vielfältig wirkenden Einflussfaktoren ist jedoch neu. Die erfolgreiche Verwendung von Biomarkern in Waldmonitoringverfahren verlangt allerdings die Beachtung einiger Rahmenbedingungen und weitgehend standardisierte Verfahren. Dies betrifft insbesondere die Probenahme mit Baumsteigern aus der gut belichteten Oberkrone von 25 – 30 m hohen Bäumen in der jährlich gleichen physiologischen Phase sowie die unmittelbare Aufbereitung der Proben vor Ort bei Aufrechterhaltung der Kühlkette. An die Probenahme sind daher hohe Maßstäbe zu setzen, während es sich bei der Laboranalytik um weitgehend standardisierte Routineverfahren handelt. Im Rahmen der biochemischen Analytik wurden hierfür mehr als 20 Parameter des Energie-, Primär- und Sekundärstoffwechsels, zumeist seit 1995 zzgl. 20 freier Aminosäuren, untersucht. An dieser Stelle soll auf einige kritische Punkte hingewiesen werden, die

Abb. 10: Relative Abweichung einzelner Blatt-, Nadelinhaltsstoffe der Kiefer (DBF 1202, 2. Nadeljahrgang, grüne Linie), Rot-Buche (DBF 1207, rote Linie), Trauben-Eiche (DBF 1208, blaue Linie) zu einem langjährigen Mittelwert (2001 – 2015 = 100 %) im Trockensommer 2003 zu art-/stressspezifischen Biomarkermustern.



beim Einsatz von Biomarkern in forstlichen Monitoringprogrammen beachtet werden müssen.

Dies betrifft vor allem (1) die Repräsentativität der Nadel-/Blattprobe für die Vitalität des untersuchten Baumes, (2) die Gültigkeit des Indikatorwertes für eine begrenzte zeitliche Phase der Probenahme sowie (3) die Korrelation der Biomarkermuster mit anderen Verfahren der Vitalitätsabschätzung.

(1) Für die Gewährleistung der Repräsentativität der Nadelprobe für den Versuchsbaum wurden Einzelnadeln in einer Mischprobe, getrennt nach Jahrgängen von mehreren Kurztrieben aus der voll belichteten Oberkrone zusammengeführt. Wenn möglich, wurden äußerlich geschädigte Nadeln nicht untersucht. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, den Kronenzustand (Verlichtung, Fraßschäden, Totastanteil) bei jeder Probenahme zu bonitieren, um ggf. auch später die Repräsentativität der Probe für den Baum einschätzen zu können. In den 1990er Jahren wurde auch der Einfluss der Kronenposition innerhalb der Lichtkrone der Kiefer auf den physiologischen Status untersucht, ohne signifikante Unterschiede finden zu können (KÄTZEL 2003). Ein weiteres „Repräsentativitätsproblem“ betrifft, wie bei allen Einzelbaumuntersuchungen, die Verallgemeinerung der Ergebnisse auf Bestandsebene. Dies kann teilweise durch die Anzahl und Auswahl der Probestämme (nach äußerlichen Kriterien, z. B. Kronenzustand, Wüchsigkeit, soziale Stellung) ausgeglichen werden. Letztendlich sind Nadel-/Blattuntersuchungen jedoch immer Einzelbaumuntersuchungen, die vom Genotyp und den Bedingungen am Einzelbaumstandort beeinflusst werden. Andererseits macht dies Zeitreihen von Parametern des immer gleichen Baumes im Rahmen des Langzeitmonitorings besonders wertvoll. Man kann den Bäumen bei den Anpassungsvorgängen „zuschauen“ und deren Erfolg entsprechend bewerten. Dauerbeobachtungsflächen des Level II-Programms eignen sich hierfür besonders gut, da eine Vielzahl von Einflussfaktoren parallel und zumeist dynamisch erfasst wird.

(2) Hier eröffnet sich ein weiteres „Bewertungsproblem“. Biomarker spiegeln, wie auch im medizinischen Anwendungsbereich, Momentaufnahmen eines physiologischen Status wider. Diese Momentaufnahme zum Zeitpunkt der Probenahme ist das Ergebnis von Anpassungsprozessen oder Stoffwechselreaktionen, die unterschiedliche Zeiträume zurückliegen können. Während z. B. die Osmolalität durch Niederschläge unmittelbar oder zum Zeitpunkt der Probenahme beeinflusst wird, ist der Chlorophyllgehalt ein konservativer Langzeitindikator. Die unterschiedliche lange „Stabilität“ der Biomarker muss bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen auch den unterschiedlichen Informationsgehalt beider Nadeljahrgänge: während der 1. Nadeljahrgang sehr sensibel die aktuellen Witterungsbedingungen direkt widerspiegelt und somit ein guter Indikator für Wassermangel- oder Wasserstressbedingungen ist, werden im 2. Nadeljahrgang

diese Informationen des Vorjahres „gespeichert“ (vgl. Abb. 9a und b). Zusätzlich gewinnen akkumulierbare Einflussgrößen (hier Stickstoff) im 2. Nadeljahrgang an Bedeutung, so dass sich mit dem Cluster 5 ein eigenes stickstoff- (aminosäure-)dominiertes Biomarkermuster etabliert.

(3) Letztendlich soll auf Ergebnisse vergleichender Untersuchungen zwischen den Biomarkermustern und dem äußeren Kronenzustand hingewiesen werden. Korrelative Zusammenhänge zwischen beiden Verfahren zur Vitalitätseinschätzung sind nur schwach bzw. nicht vorhanden. Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Zum einen reagieren Biomarker bereits empfindlich lange bevor sich Nadelverfärbungen oder -verluste einstellen. Zum anderen zeigten Kiefern mit hohem, frassbedingtem Nadelverlust physiologisch intakte Restnadeln, die ohne Kenntnis des Kronenzustandes auf einen physiologisch sehr vitalen Baum schließen würden. Mit überdurchschnittlich hohem Chlorophyllgehalt „versuchten“ diese Restnadeln den Nadelverlust der Krone zu kompensieren (APEL et al. 2005). Darüber hinaus ist die jeweils untersuchte „Vitalität“ das Ergebnis physiologisch unterschiedlicher Prozesse auf unterschiedlichen Zeitskalen.

Wichtig für die Auswertung von Biomarkerdaten ist der Vergleich zu Referenzbereichen, die „normale“ Werte von „kritischen“ Werten unterscheiden helfen.

Die baumartenspezifischen Reaktionen (Kiefer-Buche-Eiche) sind auch auf physiologischer Ebene gut sichtbar (vgl. auch Abb. 9). Bezogen auf die Baumart Kiefer, die gegenüber Laubbaumarten eine hohe Anpassungsfähigkeit an Trockenstress besitzt, sind dennoch die „physiologische Spätfolgen“ (Häufigkeit von Biomarkermuster 3) des Trockensommers 2003 bemerkenswert. Allerdings zeigen die Einzelparameter, dass die Stressbelastungen vergleichsweise gering und reversibel waren.

Auf Bestandesebene bestätigen sich die (zeitweiligen) Sonderstellungen der DBF 1204 und 1103 bezüglich der Stickstoff- und Trockenstressbelastung. Allerdings spiegeln sich die versauerungsbedingt schlechteren Ernährungsbedingungen, wie auch in dem Beitrag RIEK (diese Schrift) weder in den Blattanalysen zu den Mineralstoffen noch in den Zeitreihen der Biomarkermustern wider.

In der Gesamtbetrachtung zeigen die einzelnen Biomarker und -muster eine hohe Variabilität auf Einzelbaumebene. So wiesen z. B. die Prolingehalte des Jahres 2003 der DBF 1203 große baumindividuelle Unterschiede in der Trockenstresstoleranz auf, die wahrscheinlich das Ergebnis von genetischen und epigenetischen Unterschieden sind, die weiter untersucht werden sollten. In den Zeitreihen können die physiologischen Zustände und deren Veränderung im Zuge der Anpassung für jeden Einzelbaum sichtbar gemacht und zurückverfolgt werden. Die Biomarkeranalysen bieten hierzu eine verlässliche Datenbasis zur Vitalitätsbewertung der untersuchten Bäume und

erlauben Rückschlüsse über ein tatsächliches Risikopotenzial infolge äußerer Einflüsse. Die Ergebnisse bestätigten bisher eine hohe Anpassungsfähigkeit an die markanten Stressereignisse der untersuchten zwei Jahrzehnte. Wobei dramatische Stresszustände, wie sie bei Belastungsexperimenten künstlich erzeugt werden konnten (KÄTZEL und LÖFFLER 2014), bei den untersuchten 83 Level II-Probebäumen bisher ausblieben. Dies bestätigen auch die bisher geringen natürlichen Mortalitätsraten im Kollektiv der Probebäume. Da sich künftig Episoden ungünstiger Witterungsextreme im Zuge des Klimawandels, hoher Ozoneinwirkungen, regional hoher Stickstoffeinträge und zunehmender Bodenversauerung häufen werden, kommt der Untersuchung ausgewählter Biomarker eine noch größere Bedeutung in der forstlichen Risikobewertung zu. Hierfür können die bisherigen Erkenntnisse als Grundlage genutzt werden.

5 Literatur

- APEL, K.-H.; DIEZEL, K.; LOCKOW, K.-W.; LÖFFLER, S.; MÖLLER, K.; RIEK, W.; SCHINDLER, F. (2005): Differenzierte Regeneration der Kiefern nach Nonnenfraß in der Schorfheide. AFZ 8: 390-393.
- ASPINALL, D.; PALEG, L.G. (1981): Prolin accumulation: physiological aspects. In: PALEG, L.G.; ASPINALL, D. (eds.): The Physiology and Biochemistry of Drought Resistance in Plants. Academic Press, New York: 205-241.
- BAUER, I.; GRILL, D. (1977): Zur Problematik der Pigmentanalyse als Rauchschadensdiagnose. Angew. Botanik 51: 241-250.
- BENDER, J.; JÄGER, H.J.; SEUFERT, G.; ARNDT, U. (1986): Untersuchungen zur Einzel- und Kombinationswirkung von SO₂ und O₃ auf den Stoffwechsel von Waldbäumen in Open-top-Kammern. Angew. Bot. 60: 461-479.
- BÜHL, A.; ZÖFEL, P. (2000): SPSS Version 10. Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Addison-Wesley Verlag, München.
- GEZELIUS, K.; NÅSHOLM, T. (1993): Free amino acids and protein in Scots pine seedlings cultivated at different nutrient availabilities. Tree Physiol. 13: 71-86.
- GODDE, D. (1995): Funktion und Reparatur des photosynthetischen Apparates in mangelernährten Fichten bei verschiedenen Lichtintensitäten. 11. Statuskolloquium des PEF vom 14. – 16. März 1995 im Forschungszentrum Karlsruhe.
- GORA, V. (1995): Physiologische Untersuchungen zur standort- und altersabhängigen Befallsdisposition von Kiefer-(*Pinus sylvestris*)-Beständen für nadelfressende Insekten. Dissertation am Inst. für Zoologie der Georg-August-Universität Göttingen.
- GÖTTLEIN, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 186 (5/6): 110-116.
- GRILL, D.; BATIC, F.; TAUSZ, M. (1995): Bioindikation in forest decline studies: concepts and practice. Proc. of BIOFOSP, Ljubljana, 22.08. – 31.08.1995: 1-6.
- HADWIGER-FANGMEIER, A.; FANGMEIER, A.; JÄGER, H.-J., (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Thierbach, Mühlheim-Ruhr.
- HANDA, S.; HANDA, A.K.; HASEGAWA, P.M.; BRESSAN, R.A. (1986): Prolin accumulation and the adaptation of cultured plant cells to water stress. Plant Physiol. 80: 935-945.
- HAVRANEK, W. M.; PFEIFHOFER, H.; GRILL, D. (1990): Pigmentgehalt und Gaswechsel von Tief- und Hochlagenfichten nach chronischer Ozonbelastung. Forstw. Cbl. 109: 200-209.
- ISERMANN, K.; ISERMANN, R. (1995): Die Landwirtschaft als Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. AFZ 5: 2-6.
- JONES, M.M.; OSMOND, C.B.; TURNER, N.C. (1977) : Accumulation of solutes in leaves of sorghum and sunflower in response to water deficits. Aust. J. Plant Physiol. 7: 193-205.
- KÄTZEL, R. (2003): Biomarker als Indikatoren zur Bewertung des Vitalitätszustandes der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. Habilitationsschrift an der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden, 244 Seiten.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007a): Langzeituntersuchungen zu physiologischen Anpassungsreaktionen der Kiefer auf Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle (Level-II). In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 32: 144-166.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2007b): Die physiologischen Ökotypen der Kiefer in Brandenburg. In: Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 32: 125-131.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2014): Physiologische Indikatoren zur Bewertung von Trockenstress bei Bäumen. In: Generaldirektion der Stiftung Preußische Schlösser und Gärten Berlin-Brandenburg (Hrsg.): Wasserhaushalt und Pflanzen – Historische Gärten im Klimawandel – Empfehlungen zur Bewahrung: 40-45.
- MATYSSEK, R. (1996): Forest Tree Physiology Research – Today and Tomorrow. Workshop EU-COST E6 Action/Eurosilva in Thessaloniki, Sektion 3: Anthropogenic and natural stress, defence reactions and implications for competition (Proceedings).

- McLAUGHLIN, J.W.; REED, D.D.; BAGLEY, S.T.; JURGENSEN, M.F.; MROZ, G.D. (1994): Foliar Amino Acid Accumulation as an Indicator of Ecosystem Stress for First-Year Sugar Maple Seedlings. *J. Environm. Quality* 23 (1): 154-161.
- MOHR, H. (1990): Der Stickstoff ein kritisches Element der Biosphäre. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften: Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Jahrgang 1990, 5. Abhandlung. Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- NÄSHOLM, T.; EDFAST, A.B.; ERICSSON, A.; NORDEN, L.G. (1994): Accumulation of amino acids in some boreal forest plants in response to increased nitrogen availability. *New Phytol.* 126: 137-143.
- POLLE, A.; EIBLMEIER, M.; RENNENBERG, H. (1994): Sulphate and antioxidants in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) from three SO₂-polluted field sites in eastern Germany. *New Phytol.* 127(3): 571-577.
- ROLOFF, A. (1993): Kronenentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemäßigten Breiten. Schriften der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen und der niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 93. J.D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main.
- SANDERMANN, H.; ERNST, D.; HELLER, W.; LANGEBARTELS, C. (1994): Biochemical markers for stress. Detection and ecophysiology. Design and Execution of Experiments on CO₂ Enrichment. In: SCHULZE, D.E.; MOONEY, H. (eds.): *Ecosystems Research Report Series* 6, Brussels: 45-51.
- SANTARIUS, K. A. (1992): Freezing of isolated thylakoid membranes in complex media. VIII. Differential cryoprotection by sucrose, proline and glycerol. *Physiol. Plant.* 84: 87-93.
- SCHITTENHELM, J.; WESTPHAL, S.; TODER, S.; WAGNER, E. (1993): Das antioxidative System der Fichte: Einfluß von verschiedenen Streßfaktoren. *Forstw. Cbl.* 112: 240-250.
- SCHULZ, H. (1989): Biochemische Indikationen mit Koniferennadeln: Ein Verfahren zur Früherkennung von Immissionswirkungen. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 184: 419-432.
- SIEFERMANN-HARMS, D. (1995): Untersuchungen zum Vergilbungsvorgang von Fichten am Standort Freudenstadt-Schöllkopf: Pigmentgehaltsänderungen, Lichtbedarf der Vergilbung und Vorgänge im Chlorophyll-Protein-Komplex LHC II. In: BITTLINGMAIER, L. et al. (Hrsg.): 334-358.
- SMIRNOFF, N.; CUBES, Q. J. (1989): Hydroxyl radical scavenging activity of compatible solutes. *Phytochemistry* 28: 1057-1060.
- STEWART, C.R. (1981): Prolin Accumulation: Biochemical Aspects. In: PALEG, L.G.; ASPINALL, D. (eds.): *The Physiology and Biochemistry of Drought Resistance in Plants*. Academic Press, New York: 243-259.
- STRASSER, R.; EGGENBERG, P. (1996): Thousands of data are needs to characterize the development of a tree and the response to stress. A proposition how to proceed. Tagungsband „Resource utilization from cell to canopy“, Workshop EU-COST E6 Action/Eurosilva in Thessaloniki 17. – 19.10.1996, Sektion 3, Abstract 111-112.
- TESCHE, M. (1987): Prolin in Bäumen. I. Prolin in gesunden Bäumen. *Flora* 179: 335-343.
- TESCHE, M. (1995): Streß bei Pflanzen: Allgemeine und historische Aspekte. In: B. HOCK, E.F. ELSTNER, (Hrsg.): *Schadwirkung auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie*. 3. Aufl., 444 S., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford: 420-426.
- TISCHLER, W. (1984): Einführung in die Ökologie. G. Fischer Verl. Stuttgart: 64.
- TYREE, M.T.; JARVIS, P.G. (1982): Water in tissues and cells. In: LANGE, O.L.; NOBEL P.S.; OSMOND, C.B.; ZIEGLER, H. (eds.): *Encyclopedia of plant physiology*. New series. Vol. 12B. *Physiological plant ecology II. Water relations and carbon assimilation*. Springer-Verlag, Berlin: 36-77.
- WILD, A. (1988): Licht als Streßfaktor bei Waldbäumen. *Naturwiss. Rundsch.* 41 (3): 93-96.
- WILD, A.; SCHMITT, V. (1995): Diagnosis of damage to Norway spruce (*Picea abies*) through biochemical criteria. *Physiol. Plant.* 93: 375-382.
- WILD, A.; TIETZ-SIEMER, S.; RICHTER, C.; SCHMITT, V.; STROBEL, P. (1995): Physiologische, biochemische und cytomorphologische Untersuchungen an immissionsgeschädigten Fichten im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden an einem Standort im Nordschwarzwald (Staatwald Freudenstadt). In: BITTLINGMAIER, L.; REINHARDT, W.; SIEFERMANN-HARMS, D. (Hrsg.) (1995): *Waldschäden im Schwarzwald – Ergebnisse einer interdisziplinären Freilandstudie zur montanen Vergilbung am Standort Freudenstadt/Schöllkopf*. Eco-med-Verlag, Landsberg, 1995: 204-255.
- ZÖTTL, H.; HÜTTL, R. (1986): Nutrient supply and forest decline in Southwest Germany. *Water, Air and Soil Poll.* 31: 449-462.

Regionalisierung: Ableitung von Flächenaussagen aus Fallstudien und BZE

WINFRIED RIEK UND ALEXANDER RUSS

1 Einleitung

Das Level II-Programm erlaubt die zeitlich hochaufgelöste Untersuchung von Kennwerten typischer Wald-Ökosysteme Brandenburgs. Die Gültigkeit der dabei durchgeführten Messungen beschränkt sich zunächst im Wesentlichen auf die hierfür ausgewählten Fallstudien. Das Programm kann zur Prozessanalyse dienen und ist für die Quantifizierung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen geeignet. Es trägt so zum Verständnis der aktuell ablaufenden ökosystemaren Vorgänge bei. Zudem lassen sich die Ergebnisse für Zeitreihenanalysen sowie in Modellen verwenden und erlauben Szenariorechnungen zu Veränderungen der Umweltbedingungen und damit verbundener Risiken für den Wald.

Aus dem Datensatz der Bodenzustandserhebung (BZE) können Aussagen zum Boden- und Ernährungszustand, bezogen auf das Gesamtkollektiv der brandenburgischen Waldböden, häufigkeitsstatistisch abgeleitet und Veränderungen über längere Zeiträume hinweg flächenrepräsentativ dokumentiert werden. Anhand von etablierten Schwellenwerten und Bewertungsklassen lassen sich aus dem BZE-Kollektiv stratenbezogen mittlere Wahrscheinlichkeiten von kritischen Zuständen für die Gesamtwaldfläche abschätzen.

Sowohl die BZE als auch das Level II-Programm können dazu dienen, Hypothesen zu generieren, die sich anhand der Parameter des jeweils anderen Programms raum-zeitlich überprüfen und validieren lassen. Wie sich die Ausprägungen der untersuchten Kenngrößen und daraus abgeleiteter Indikatoren an einem beliebigen Waldstandort in Brandenburg darstellen, ist den Punktdaten des forstlichen Umweltmonitorings indes nicht unmittelbar zu entnehmen. Deshalb besteht ein wichtiges Ziel darin, validierte und generalisierbare Ergebnisse aus dem Monitoring in die Fläche zu übertragen, um sie in Planungsprozesse für konkrete Waldbestände nutzbringend einfließen zu lassen.

Vor diesem Hintergrund widmet sich ein Schwerpunkt der Forschungs Kooperation zwischen LFE und HNEE seit mehreren Jahren der Entwicklung von Regionalisierungsmodellen für ökologisch aussagekräftige Kennwerte unter Nutzung von Inventurdaten der BZE, Informationen aus der forstlichen Standortskarte sowie zusätzlichen Geodaten und digitalen Höhenmodellen (RIEK et al. 2013; RIEK und RUSS 2014a,b,c; RIEK et al. 2012; RUSS 2015; RUSS und RIEK 2011a,b,c; RUSS et al. 2013, 2016; WALLOR et al. 2016). Zielgrößen sind Bodenkennwerte, die als Eingangsparameter für die Wasserhaushaltssimulation sowie für Auswertungen

zum Stoffhaushalt bei unterschiedlichen Klima- und Nutzungsszenarien dienen können. Hierbei bilden die aus der Standortskarte zu entnehmenden, insbesondere bodenphysikalischen Eigenschaften, die sich aus der Stammstandortsform ableiten lassen, Steuergrößen in statistischen Modellen zur flächenscharfen Abbildung von Befunden aus dem Monitoringprogramm. Die generierten thematischen Karten, beispielsweise zum pflanzenverfügbaren Bodenwasser, zur Kationenaustauschkapazität und den verfügbaren Nährstoffvorräten im Wurzelraum, können die herkömmlichen Standortinformationen, wie sie in der Nomenklatur des Standorterkundungsverfahrens im Nordostdeutschen Tiefland (SEA95) gängig sind, ergänzen und bei waldbaulichen Entscheidungen mit einbezogen werden. Im vorliegenden Beitrag werden exemplarische Ergebnisse aus dem Regionalisierungsvorhaben vorgestellt.

2 Begriff der „Regionalisierung“

Der wissenschaftliche Begriff der „Regionalisierung“ hat im Laufe der Zeit eine Veränderung erfahren. Während in einer frühen Phase lediglich die Ausweisung von Flächen gleicher bzw. ähnlicher Eigenschaften im Fokus stand, geht es heute vornehmlich um die verallgemeinerbare Beschreibung von räumlicher Variabilität und um die Suche nach geeigneten Prädiktoren und mathematischen Modellen zur Schätzung räumlich abhängiger Variablen. Nach STEINHARDT (1999) ist Regionalisierung die „regionale Übertragung oder flächenmäßige Verallgemeinerung (Generalisierung) einer Größe oder einer Funktion (eines Modells) beziehungsweise der Parameter dieser Funktion (dieses Modells)“.

Bezogen auf die Problemstellung im vorliegenden Beitrag kann bei der Regionalisierung zwischen den drei elementaren Operationen *Translokation*, *Transformation* und *Up-/down-scaling* (BACH und FREDE 1999) wie folgt unterschieden werden (Abb.1):

- Durch räumliche Interpolation lassen sich Daten von Objekten auf andere Objekte übertragen (*Translokation*). Besonders geeignet sind hier geostatistische Verfahren, die neben der Interpolation der Kennwerte in die Fläche auch eine räumlich differenzierte Einschätzung der Vorhersagegenauigkeit ermöglichen.
- Pedotransferfunktionen nutzen zur Vorhersage einer Bodeneigenschaft ausschließlich Abhängigkeiten zu anderen bereits vorliegenden oder einfacher zu erhebenden Kennwerten (*Transformation*). Das

umfangreiche Kennwertspektrum der BZE bietet eine ideale Datenbasis für die Validierung und Kalibrierung bestehender sowie für die Entwicklung neuer Pedotransferfunktionen.

- Für die Übertragung von Informationen aus den Polygonen der forstlichen Standortskarte auf Teilflächen und Punkte ist die Disaggregation der Polygoninformation beispielsweise unter Zuhilfenahme eines Geländehöhenmodells notwendig, die mit einem *Down-scaling* einhergeht. Bei der Stratifizierung von BZE-Punktdaten nach bestehenden räumlichen Befundeinheiten (Wuchsgebiete, Wuchsbezirke, u. ä.) handelt es sich indes um eine Form des *Up-scalings*.

Von Regionalisierung kann immer dann gesprochen werden, wenn in dem in Abb.1 dargestellten Koordinatensystem Daten auf andere Objekte, Merkmale oder Skalenebenen übertragen werden, d. h. wenn mindestens eine der in dem Diagramm visualisierten Operationen durchgeführt wird. Im Regionalisierungsvorhaben des LFE erfolgte häufig die Verknüpfung aller drei genannten Operationen.

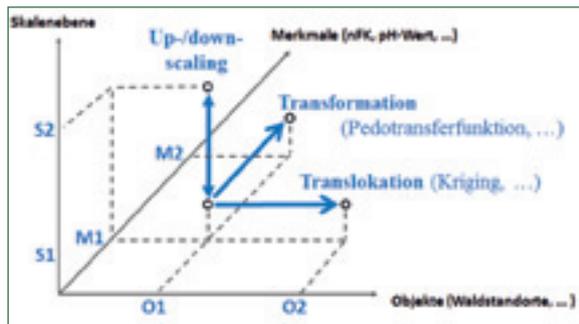


Abb.1: Operationen der Regionalisierung (verändert nach BACH und FREDE 1999 und STEINHARDT 1999).

3 Verfügbare und generierte Datengrundlagen

Wie einleitend dargestellt, liegen die Daten aus dem forstlichen Umweltmonitoring zunächst nur für diejenigen Objekte und Merkmale bzw. auf denjenigen Skalenebenen vor, die unmittelbar untersucht worden sind. Für die weitergehende praxisnahe Anwendung der Daten können diese mit bereits verfügbaren boden- und

standortsbezogenen Kartenwerken und bestehenden Datenbanken verknüpft und auf andere Objekte, Merkmale und Skalenebenen übertragen werden. Hierzu mussten den spezifischen Standortverhältnissen in Brandenburg und der konkreten Datenlage adäquate Regionalisierungsansätze entwickelt werden.

Den größten Maßstab aller für die Waldfläche Brandenburgs verfügbaren Bodenkarten weist die forstliche Standortskarte auf. Ausgehend vom Maßstab der forstlichen Standortskarte sowie praktischen Überlegungen mit Blick auf Datenumfang und Rechenzeiten erfolgte die Regionalisierung im hier beschriebenen Vorhaben auf der Grundlage eines kontinuierlichen Punkterasters mit einer Rasterweite von 100x100 m. Der rasterbasierte Ansatz hat gegenüber dem auf Polygonen basierenden den Vorteil, dass sich die Rasterpunktdaten zum einen in beliebiger Weise auf variierende räumliche Straten (z. B. auf Basis der Forstgrundkarte) beziehen lassen und zum anderen auch für die räumliche Interpolation mittels geostatistischer Verfahren besser geeignet sind. Insgesamt wurden für die Waldfläche Brandenburgs 1.076.222 Rasterpunkte definiert, für die im Ergebnis des Regionalisierungsvorhabens ein breites Spektrum an konsistenten Bodenkennwerten und Standortinformationen generiert wurde. Eine Übersicht der relevanten Datenbasen, die in den folgenden Absätzen näher erläutert werden, zeigt Tab.1.

3.1 Regionale Verteilung von BZE-Informationen

Die Bodenzustandserhebung (BZE) liefert für insgesamt 322 Erhebungspunkte umfassende Informationen zum aktuellen bodenchemischen Zustand und zur Ernährungssituation der Hauptbaumarten (vgl. Beitrag RIEK et al. in diesem Band). Darüber hinaus liegen Daten zu Ausgangsmaterialien, Bodengenese und physikalischen Boden- und Substrateigenschaften vor. In Brandenburg erfolgte die Bodenzustandserhebung zum einen auf dem 8x8 km-Erhebungsnetz der bundesweiten Boden- bzw. Waldzustandserhebung (BZE-1 und BZE-2) und zum anderen auf dem versetzt hierzu liegenden 8x8 km-Raster der Bundeswaldinventur (BZE-2a). Die Lage dieser Punkte und der Level II-Flächen geht aus dem Kartogramm in Abb. 2 hervor.

Tab. 1: Überblick der räumlichen Datenbasen.

Inventurdaten des forstlichen Umweltmonitoring	Boden- und standortsbezogene Kartenwerke	Reliefkennwerte
Level II und BZE als Grundlage für <ul style="list-style-type: none"> • die Ableitung von Pedotransferfunktionen und • geostatistische Auswertungen (Regression-Kriging) 	<ul style="list-style-type: none"> • Digitale forstliche Standortskarte (Stand 2010) • Bodenübersichtskarte 1:300.000 (LBGR 2001) • Geologische Übersichtskarte 1:300.000 (LBGR 1997) und Geologische Karten (1:25.000) 	<ul style="list-style-type: none"> • Digitales Geländehöhenmodell „25-3-LBGR“ (KÖTHE 2007) • mehr als 30 verschiedene abgeleitete Reliefattribute (RUSS 2015)
Grundwasserflurabstände	Klimakennwerte	Kennwerte des Datenspeicher Wald
Stichzeitraumbezogen abgeleitet aus Grundwassermessstellen und Pegeln von Oberflächengewässern (HANNAPPEL & RIEK 2011 a,b)	Langjährige 1x1 km-Rasterdaten für Dekaden aus Simulationen mit dem Klimamodell WettReg für SRES-Szenario A1B (KREIENKAMP & SPEKAT 2009, RIEK ET AL. 2013)	<ul style="list-style-type: none"> • Ki-, Ei-, Bu- und Laubholzanteile an der Bestandesgrundfläche [%] • grundflächengewichtetes mittleres Bestandesalter [a]

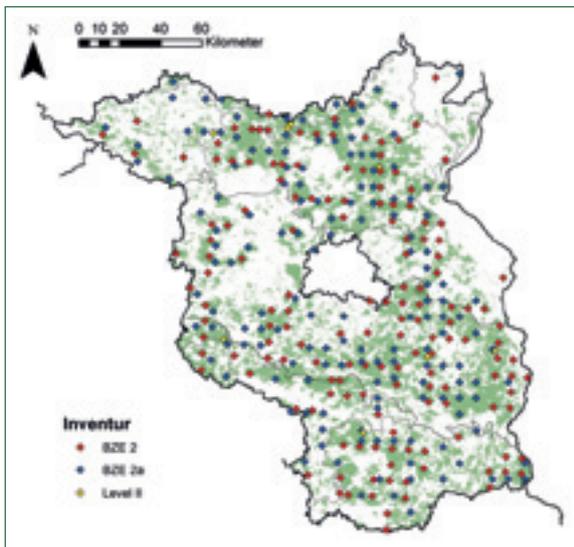


Abb. 2: Lage der brandenburgischen Inventurpunkte und Waldfläche.

Durch die Überlagerung der beiden Erhebungsraster und die regional variiierende Waldverteilung ergeben sich zwischen jeweils benachbarten Rasterpunkten unterschiedliche Abstände. Im Extremfall beträgt diese Strecke nur etwa 350 m. Die Abstände aller Erhebungspunkte zum jeweils nächsten Punkt sind der kumulativen Häufigkeitsverteilung in Abb. 3 zu entnehmen. Nach dieser Darstellung weisen 10 % der Stichprobe Abstände zum Nachbarpunkt von weniger als 1,5 km auf. Der durchschnittliche Abstand liegt bei ca. 5 km (Median: 4,6 km). Die besonders großen Entfernungen zwischen 8 km bis maximal 18 km betreffen Punkte in Gebieten mit stärker fragmentierter Waldfläche.

Interpolationsansätze scheiden bei diesen Punktabständen angesichts der kleinräumigen Bodenvariabilität im Nordostdeutschen Tiefland für die Regionalisierung von Daten des Umweltmonitoring aus. Ausgehend von dieser Problemstellung wurde zunächst ein Ansatz zur Regionalisierung von stabilen bodenkundlichen Basiskennwerten auf der Grundlage der forst-

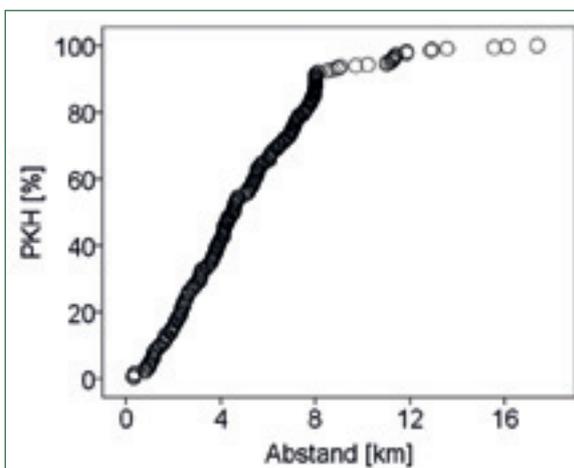


Abb. 3: Prozentuale kumulative Häufigkeitsverteilung (PKH) der Entfernungen zwischen benachbarten BZE-Punkten.

lichen Standortskarte entwickelt. Diese Basiskennwerte sollten dann der Flächenübertragung von weiteren, weniger stabilen Bodeneigenschaften anhand von Pedotransferfunktionen unter Verwendung des BZE-Datensatzes dienen.

3.2 Bedeutung der forstlichen Standortskarte

Den wichtigsten Beitrag zur waldbaulichen Planung auf standörtlicher Grundlage leistet derzeit die forstliche Standortskartierung, durch die vielfältige Flächeninformationen bereitgestellt werden können. Bei einem Zielmaßstab von 1:10.000 liegt die räumliche Auflösung der zugrundeliegenden Bohrungen in Abhängigkeit von der Variabilität der Standortverhältnisse zwischen 13 und 100 Bohrpunkten je 100 ha (SCHULZE 1996). Im Mittel kann im Tiefland von etwa einem Bohrpunkt pro 4 ha Fläche ausgegangen werden. Für die kartierten Gebiete liefert die Standortskarte räumlich somit hoch aufgelöste Daten, die seit den 1950er Jahren im Verlauf von mehreren Jahrzehnten erarbeitet worden sind. Die für waldbauliche Entscheidungen nutzbare Standortklassifizierung basiert im Wesentlichen auf qualitativen Nährkraft-, Wasserhaushalts- und Klimastufen, die als stabil angesehen werden (Stammeigenschaften).

Neben den auftretenden Standortformen wurden vom Kartierer auch deren jeweilige Flächenanteile als Anteilszehntel innerhalb der ausgewiesenen Polygone geschätzt. In Form solcher Wechselkartierungen können insbesondere kleinräumige Unterschiede der Standortskomponenten Bodenform, Grundwasserform und Humusform sowie Abweichungen der Mesoklimaform vom jeweiligen großräumigen Makroklimabereich berücksichtigt werden. Von der kartierten Waldfläche liegen ca. 25 % als Wechselkartierung vor. Um den 100x100 m-Rasterpunkten im Bereich solcher kleinflächiger Wechsel eine eindeutige Bodenform zuzuordnen zu können, wurden alle substratrelevanten Wechselkartierungen in mehreren Schritten disaggregiert. Methodisch gehört dieses Vorgehen somit zum Typ des *Down-scalings* (Abb. 1).

Insgesamt ließen sich 1.378 unterschiedliche Varianten der kleinräumigen Vergesellschaftung von zwei bis drei Bodenformen unterscheiden, für welche die Klassifikationswahrscheinlichkeiten innerhalb eines jeden Areals berechnet werden mussten. Die Berechnung erfolgte mit Hilfe der linearen Diskriminanzanalyse, die auch schon von SCHULZ (2003) für die Modellierung forstlicher Standorteinheiten und Substratklassen eingesetzt wurde. Als Merkmalsvariablen wurden ausschließlich aus dem DGM abgeleitete Reliefkennwerte verwendet. Für jede Variante kleinflächig wechselnder Standortformen wurde eine separate Diskriminanzanalyse durchgeführt, d. h. es wurden insgesamt 1.378 Diskriminanzmodelle erstellt. Als am besten diskriminierende Reliefkennwerte konnten in Abhängigkeit von den zu trennenden Standortformen und hierarchischen Ebenen der Legendeneinheiten die „Negative Openness“ (YOKOYAMA et al. 2002), die Hang-

neigung, die Exposition, die Höhe über der Tiefenlinie (BÖHNER und ANTONIĆ 2009), der „Topographic Wetness Index“ (BEVEN und KIRKBY 1979), der „Topographic Position Index“ (WEIS 2000) sowie der Massenbilanzindex (MÖLLER et al. 2008) ermittelt werden. Auf Grundlage der berechneten Klassifizierungswahrscheinlichkeiten und der für die Polygone der forstlichen Standortskarte vorliegenden Anteilsehntel konnte jedem 100x100 m-Rasterpunkt eine eindeutige Standortform zugeordnet werden. Detaillierte Angaben zu den Vorhersagegenauigkeiten der eingesetzten Diskriminanzmodelle sind bei RUSS et al. (2013) und RUSS (2015) zu finden.

Für das Regionalisierungsvorhaben liegen für ca. 70 % der Waldfläche Brandenburgs Kartierergebnisse im aktuellen Feinbodenformensystem vor. Zur Vorhersage der forstlichen Standortform für die verbleibenden Gebiete wurden neben den Reliefkennwerten aus dem Höhenmodell zusätzliche Kenngrößen, wie das Alter der geologischen Ablagerung, Angaben zu Bodentypen und zum Ausgangsmaterial der Bodenbildung aus den Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte (1:300.000) bzw. Geologischen Karte (1:300.000) sowie Grundwasserflurabstandsdaten und Klimadaten als potenzielle Prädiktoren in die Modelle aufgenommen. Die Schätzung der Standortformen erfolgte mit Hilfe von Klassifikationsbäumen nach dem CHAID-Verfahren (KASS 1980). Das Vorgehen kann somit hinsichtlich der in Abb. 1 dargestellten Regionalisierungsverfahren der Transformation zugeordnet werden. Die Ergebnisse sowie die Erklärungswerte der verschiedenen Einflussgrößen werden ebenfalls bei RUSS et al. (2016) vorgestellt und diskutiert.

In der Standortkartierung werden im Nordostdeutschen Tiefland gegenwärtig ca. 970 unterschiedliche Feinbodenformen unterschieden, von denen bisher 544 in Brandenburg kartiert werden konnten. Für alle 970 Feinbodenformen wurden auf Grundlage des „Feinbodenformenkatalogs“ der SEA (SCHULZE 1998) und unter Berücksichtigung bereits bestehender Merkmalsspiegel (KONOPATZKY 1998; KOPP und JOCHHEIM 2002; KONOPATZKY 2012) Profilabfolgen zu Bodenart, Skelettanteil und Carbonatgehalt abgeleitet. Zur Bestimmung der Schichtmächtigkeiten der oft an periglaziären Lagen bzw. Perstruktionszonen orientierten Definitionen des Feinbodenformenkataloges wurden ergänzende Angaben aus der Standortserkundungsanleitung sowie von ALTERMANN et al. (2008) herangezogen.

Im Ergebnis stehen folgende aus den Legendeneinheiten der forstlichen Standortskarte abgeleiteten Kennwerte als potenzielle Prädiktoren in Pedotransferfunktionen flächendeckend für die Waldgebiete Brandenburgs zur Verfügung:

- Sand-, Schluff- und Tongehalte in verschiedenen Tiefenstufen bzw. Bodenblöcken [%]
- Grobbodenanteile in verschiedenen Tiefenstufen bzw. Bodenblöcken [%]
- CaCO_3 -Gehalt bzw. Entkalkungstiefe [cm]

- Lithochemische Reihe (KMgCaP-Serie) zur Kennzeichnung des geologischen Alters nach SEA95

Überdies konnte für jeden der 100x100 m-Punkte die standörtliche Nährstoffausstattung anhand der mit den Feinbodenformen assoziierten „Fünftel-Nährkraftstufen“ (SEA95) semiquantitativ parametrisiert werden. Dieses sind insgesamt 25 rangskalierte Stufen von Reich bis Arm (R1, R2, ... A4, A5).

3.3 Digitales Geländehöhenmodell

Reliefkennwerte sind etablierte Prädiktoren für die Regionalisierung von Bodeneigenschaften und stellen zugleich oft die räumlich am höchsten aufgelöst vorliegenden Prädiktoren dar. Für die Berechnung von Reliefattributen wurde das digitale Geländehöhenmodell DGM25-3-LBGR des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) verwendet. Dieses DGM wurde durch die Fa. Scilands im Auftrag des LBGR unter Gesichtspunkten einer bodenkundlich orientierten Reliefanalyse für die gesamte Landesfläche Brandenburgs aus dem DGM25 sowie für einzelne Gebiete auch unter Nutzung des DGM5 der Landesvermessung und Geobasisinformation (LGB) erstellt. Neben der Integration des DGM5 in das DGM25 zeichnet sich das Geländemodell durch umfangreiche Qualitätsverbesserungen, wie die Entrundung von Höhenangaben und die Beseitigung von DGM-Artefakten, gegenüber dem ursprünglichen DGM25 aus. Die Maschenweite des Grid vorliegenden Modells beträgt einheitlich 25 m.

Zu beachten ist, dass die erreichbaren Genauigkeiten aller im Rahmen des Regionalisierungsvorhabens eingesetzten Schätz- und Pedotransferfunktionen (beispielsweise bei der Bestimmung des Grundwasserflurabstands aus Grundwassergleichenkarten, s. u.) in starkem Maße durch die Höhenauflösung des verwendeten DGM limitiert sind. Die Genauigkeit des eingesetzten DGM liegt teilweise nur im Bereich von ± 2 m bzw. in den Gebieten, in denen bereits das DGM5 vorlag, im Bereich von $\pm 0,5$ m. Mit hohen Fehlern ist dabei vor allem bei bewegtem Relief in den Endmoränengebieten zu rechnen. Gegenwärtig werden speziell die Auswertungen zum Grundwasserflurabstand anhand des präziseren DGM2 überprüft und ggf. neu kalkuliert. Die Berechnung der Reliefattribute erfolgte mit der Open Source Software SAGA 2.0.8 (CONRAD 2007, CIMMERY 2007, OLAYA 2004). Die dabei verwendeten Ansätze sind im Einzelnen ausführlich bei RUSS (2015) beschrieben.

3.4 Ableitung von Grundwasserflurabständen

Der Grundwasserflurabstand ist ein wichtiger forstökologischer Kennwert, der insbesondere für Fragestellungen der praktischen Waldbewirtschaftung, wie beispielsweise bei der Baumartenwahl, von hoher Relevanz ist. Der Einfluss des Grundwassers auf das Wachstum und die Vitalität der Bestände hängt neben dem mittleren Flurabstand und dessen innerjährlicher Dynamik auch von der artspezifischen Durch-

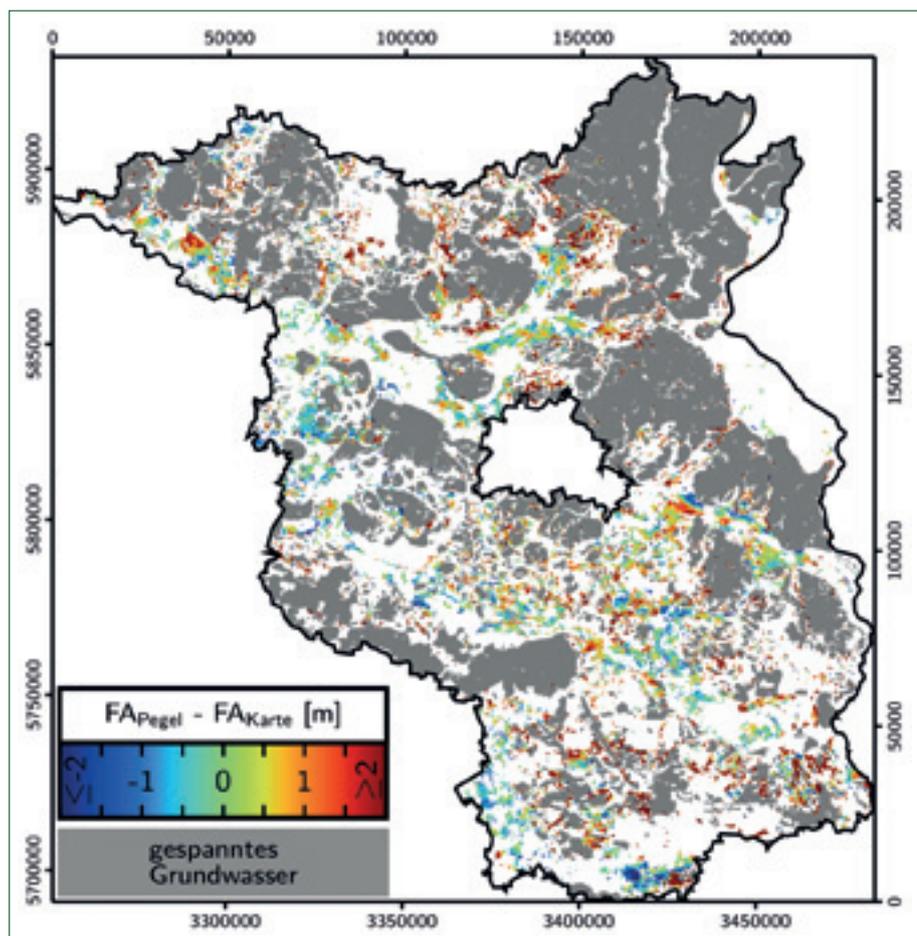
wurzelungstiefe der Vegetation und vom kapillaren Aufstiegsvermögen als Funktion der physikalischen Eigenschaften im Unterboden ab (RIEK 2001). Der sog. „Grenzflurabstand“, bei dem Grundwasser für Bäume nutzbar ist, kann bis zu vier Meter betragen. Der Terminbezug ist bei der Ermittlung des Flurabstandes und somit auch bei der Bestimmung der Grundwasser Oberfläche eine unverzichtbare Größe, da das Grundwasser in Brandenburg klimatisch bedingt saisonal und überjährlich um mehrere Dezimeter bis Meter schwanken kann. Für die Regionalisierung von Wasserhaushaltskennwerten für die Waldfläche Brandenburgs wurden daher räumlich homogen aufgelöste Grundwasserflurabstände mit Stichzeitraumbezug benötigt.

Methodisch gehört die hier durchgeführte Regionalisierung von Grundwasserflurabstandsdaten zum Typ der *Translokation* (Abb. 1). Definitionsgemäß erfolgte hierbei die Datenübertragung innerhalb derselben Skalenebene auf der Grundlage von räumlichen Übertragungsregeln (Abschn. 2), im vorliegenden Fall namentlich mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens der Kriging-Interpolation. Für die Interpolation mit dem auf Grundlage von Variogrammanalysen durchgeführten Punktkriging-Verfahren konnten brandenburgweit je nach Stichzeitraum 15.733 bis 16.609 Stützstellen mit Angaben zu Grund- und Oberflächenwasserständen berücksichtigt werden. Neben terminbezogen gemessenen Grundwasserständen und Pegelständen der

oberirdischen Gewässer wurden in großem Umfang auch solche ohne Terminbezug in die Bearbeitung integriert, die auf die gesuchten Stichzeiträume mittels eines statistischen Verfahrens transformiert wurden. Diese Auswertungen erfolgten durch die Firma HYD-OR GmbH, Berlin im Auftrag des LFE. Anschließend wurden die Flurabstände durch Verschneidung der berechneten Grundwassergleichen mit der Geländeoberfläche des digitalen Geländehöhenmodells ermittelt (HANNAPPEL und RIEK 2011a,b).

Bei dem der Regionalisierung zugrundeliegenden Ansatz wurde davon ausgegangen, dass das oberflächennahe Grundwasser innerhalb der Lockergesteine des Nordostdeutschen Tieflandes hydraulisch großräumig verbunden ist. Wird der Grundwasserleiter von schlecht durchlässigen, bindigen Schichten (Grundwasserhemmern, wie z. B. Geschiebemergel) so überlagert, dass das Grundwasser nicht so hoch ansteigen kann, wie es seinem hydrostatischen Druck entspricht, liegt „gespanntes Grundwasser“ vor. Hier ist der Grundwasserflurabstand der lotrechten Höhenunterschied zwischen der Geländeoberkante und der Unterkante des grundwasserhemmenden Geschiebemergels, der den Grundwasserleiter überlagert. Diese Gebiete wurden nicht bearbeitet, da die bedeckten und gespannten Grundwasserleiter nicht zur Wasserversorgung der Bäume beitragen können. Hier können jedoch lokal durch Schichten-, Stau- und Hangzuschusswasser bedingt, saisonal feuchtere

Abb. 4: Räumliche Verteilung der Differenzen zwischen den aus Messpegeln (Stichzeitraum April 1970) und anhand von forstlichen Standortskarten abgeleiteten Grundwasserflurabständen.



Verhältnisse auftreten, welche mit Hilfe entsprechender Angaben in der forstlichen Standortskarte identifiziert wurden.

In diesem Zusammenhang erfolgte für den Stichzeitraum April 1970 ein Vergleich mit aus DGM und forstlicher Standortskarte abgeleiteten kontinuierlichen Grundwasserflurabständen (RUSS und RIEK 2011c). Insgesamt zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen den anhand von Messpegeln ermittelten Flurabständen und den aus der Standortskarte abgeleiteten Werten. Auf knapp zwei Dritteln der betrachteten Waldfläche betragen die Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Ansätze weniger als 1 m. Das Kartogramm in Abb. 4 zeigt die räumliche Verteilung dieser Differenzen. Hohe positive Abweichungen bestehen demnach vorwiegend in der Nachbarschaft zu Bereichen mit gespannten Grundwasserverhältnissen (grau schraffiert). In den großen Bereichen der Urstromtäler treten indes vorwiegend nur geringe und tendenziell häufiger negative Abweichungen auf. Im Ergebnis des Vergleichs erscheinen aufgrund der insgesamt hohen Übereinstimmung der mit beiden Verfahren aus unabhängigen Datenquellen ermittelten Werte beide Ansätze für die flächenhafte Schätzung des Grundwasserflurabstandes geeignet. Im hier beschriebenen Regionalisierungsvorhaben wurden diese beiden Ansätze miteinander kombiniert. Mit den digitalen Daten aus der forstlichen Standortskarte wurden zum einen die Übergänge zwischen gespannten und ungespannten Gebieten hinsichtlich auftretender Grund- bzw. Schichtenwasserlagen abgeglichen und zum anderen innerhalb der gespannten Gebiete Bereiche mit pflanzenverfügbaren Schichtenwasseranteilen auf Grundlage der forstlichen Standortskarte (schichtenwasserbedingte Feuchteangaben für Frühjahr und regional für Herbst) ausgewiesen. Im Ergebnis liegt eine methodisch konsistente Darstellung des Flurabstandes des oberflächennahen und ökologisch bedeutsamen Grund- bzw. Schichtenwassers für die gesamte Waldfläche Brandenburgs vor.

3.5 Klimadaten und Szenarien

Das Klima gilt als wichtiger pedogener Faktor und stellt somit eine potenzielle Modellgröße in Pedotransferfunktionen dar. Zudem werden für die Kalkulation und Regionalisierung von Kennwerten des Bodenwasserhaushaltes entsprechend hochaufgelöste Klimadaten benötigt. Aufgrund der ursprünglichen Ausgangsfragestellung des Regionalisierungsvorhabens nach den möglichen Auswirkungen des regionalen Klimawandels in Brandenburg (RIEK 2010), sollten für alle Auswertungen konsistente Klimadaten verwendet werden; d. h. neben szenarischen Klimadaten für die Dekaden 2051 – 2060 bzw. 2091 – 2100 wurden zur Kennzeichnung der aktuellen Klimasituation und deren regionaler Ausprägungen ebenfalls entsprechende Modellwerte (Dekade 2001 – 2010) verwendet. Bei diesen Daten handelt es sich um Angaben zu Niederschlag und potenzieller Verdunstung auf Tagesbasis sowie um tägliche Minimum-, Maximum- und Mitteltemperaturen als Ergebnis von Berechnungen mit dem regionalen

Klimamodell WettReg auf Grundlage des globalen Klimamodells ECHAM5/MPI-OMT63L31 für das SRES-Szenario A1B (SPEKAT et al. 2007, RIEK et al. 2013).

Im WettReg-Modell wird – von der Beziehung zwischen Großwetterlagen und der regionalen Ausprägung meteorologischer Kenngrößen ausgehend – von den Ergebnissen der Globalmodelle auf regionale Klimaänderungen geschlossen. Die grundsätzliche Übertragbarkeit von im Freiland gewonnenen DWD-Klimadaten auf Waldgebiete konnte für den Zeitraum 1996 – 2003 anhand der Messdaten von acht Level II-Flächen in Berlin und Brandenburg überprüft werden (RIEK und KALLWEIT 2007). Die Regionalisierung der Klimakennwerte auf ein brandenburgweites 1x1 km Raster erfolgte durch die Firma CEC-Potsdam (KREINENKAMP und SPEKAT 2009) im Auftrag des LFE auf der Grundlage der Klimakennwerte von 62 meteorologischen Stationen in und um Brandenburg. Methodisch erfolgte die Regionalisierung durch abstandsgewichtete und höhenabhängige Interpolation, einem Ansatz, der nach Abschn. 2 formal als eine Kombination von Translokation und Transformation zu beschreiben ist (Abb. 1). Methodische Details und eine kritische Würdigung der erzeugten Klimadaten finden sich bei RIEK et al. (2013).

3.6 Angaben zur Vegetation (Bestockung)

Neben Klima, Wasser, Relief und Ausgangsgestein ist auch in der Vegetation ein bedeutender pedogener Faktor zu sehen, der als potenzielle Erklärungsgröße von Bodeneigenschaften in Pedotransferfunktionen berücksichtigt werden sollte. Durch entsprechende Modelle lassen sich mögliche Auswirkungen auf den Bodenzustand beispielsweise durch Baumartenwechsel szenarisch untersuchen sowie Management- und Waldbaumaßnahmen diesbezüglich bewerten.

Die Kennzeichnung der Vegetation an den 100x100 m-Rasterpunkten der Regionalisierungsfläche erfolgte anhand der jeweiligen Baumartenzusammensetzung. Diese wurde als metrisch skalierte Variable in Form von prozentualen Baumartenanteilen aus den Angaben des Datenspeichers Wald (DSW) abgeleitet. Für die Berechnung wurden die Grundflächen der Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche sowie die Summe aller Laubholzarten verwendet. Zugleich konnte anhand der Grundflächenanteile und der ebenfalls im Datenspeicher Wald hinterlegten Baumalter ein grundflächengewichtetes mittleres Alter für jeden Bestand generiert werden.

Für die Waldflächen, für welche keine Sachdaten im Datenspeicher Wald vorlagen, wie z. B. nicht eingereichtete Flächen, wurden die entsprechenden Anteile anhand der Klassen des CORINE-Landcover 2006 (CLC2006; KEIL et al. 2010) geschätzt.

3.7 Regionalisierung von bodenökologischen Eigenschaften

Anhand der in den vorigen Abschnitten erläuterten, für die Punkte des 100x100 m-Rasters generierten Pri-

märdaten lassen sich nun aggregierte bodenökologische Kenngrößen, wie z. B. die Wasserspeicherfähigkeit der Böden oder die Mengen kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbarer Nährstoffvorräte, durch Transformation (Abb. 1) ableiten. Hierbei sind zwei Fälle zu unterscheiden:

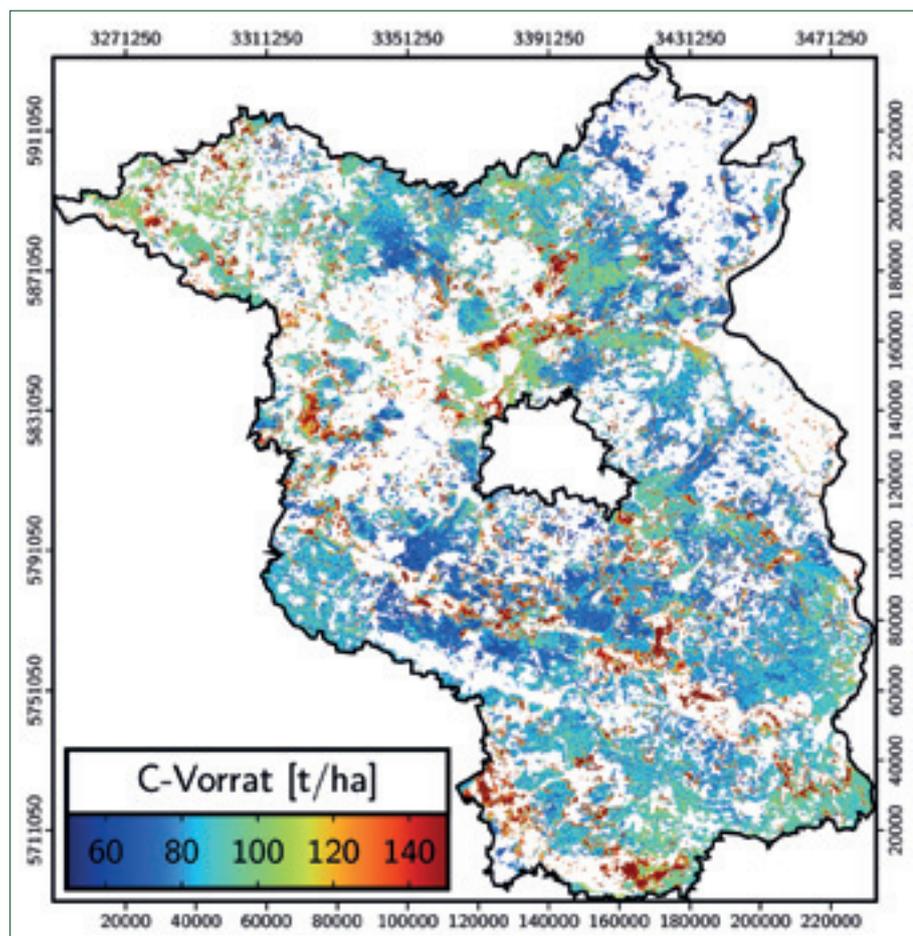
- Im ersten Fall werden bereits potentiell geeignete Pedotransferfunktionen in der Literatur beschrieben. Dann müssen diese für den Untersuchungsraum validiert bzw. durch Rekalibrierung an diesen angepasst werden.
- Im zweiten Fall gibt es noch keine geeigneten Modelle und diese sind anhand der vorliegenden Inventurdaten vollständig neu zu entwickeln.

Beispielhaft für den ersten Fall steht die Ableitung der nutzbaren Feldkapazität (nFK). Die nFK ist in Deutschland allgemein als die Differenz der volumetrischen Wassergehalte bei einer Wasserspannung von -60 hPa ($pF_{1,8}$ = Feldkapazität) und -15.000 hPa ($pF_{4,2}$ = permanenter Welkepunkt) definiert (ARBEITSGRUPPE BODEN 2005). Eine flächendeckende Ermittlung der nFK für großräumige Betrachtungen durch Messung ist aufgrund des hohen Zeit- und Kostenaufwandes unpraktikabel. Daher finden sich in der Literatur zahlreiche Pedotransferfunktionen, welche die Schätzung der nFK ermöglichen sollen. Häufig verwendete Eingangsgrößen sind Humus- oder

Kohlenstoffgehalte, Texturklassen oder analysierte Kornfraktionenanteile, die Trockenrohdichte sowie mit Substrat- und Horizontgenese assoziierte Bodeneigenschaften.

Bereits aus Vorstudien zur bundesweiten Bodenzustandserhebung ist bekannt, dass die in der Literatur existierenden Pedotransferfunktionen insbesondere für sandige Waldböden mit großen Unsicherheiten behaftet sind und zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen können (SCHRAMM et al. 2006). Aus diesem Grund wurden die verschiedenen Pedotransferfunktionen aus der Literatur im Rahmen des Regionalisierungsvorhabens anhand einer unabhängigen Stichprobe von insgesamt 505 Waldbodenhorizonten des Nordostdeutschen Tieflands hinsichtlich ihrer Eignung für diese spezifischen Standortsbedingungen validiert (RUSS et al. 2011, RUSS und RIEK 2011a). Durch diese Studie wurde deutlich, dass die erreichbare Genauigkeit bei der Schätzung der nutzbaren Feldkapazität von sandigen Waldbodenproben relativ niedrig und mit hohen Vorhersagefehlern behaftet ist. Bei der auf 1 m Bodentiefe aufaddierten nFK zeigten sich extreme Unterschiede zwischen den getesteten insgesamt 15 verschiedenen Pedotransferfunktionen. So wird der Median der nFK in der BZE-Stichprobe im Minimum mit unter 60 mm und im Maximum mit über 220 mm vorhergesagt. Demnach würde sich beispielsweise entsprechend des Bewertungsrahmens des AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) im einen Fall eine

Abb. 5: Übersichtskarte zur räumlichen Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Solum mineralischer Waldstandorte in Brandenburg (ohne Berücksichtigung von ca. 30.000 ha Moorfläche) (aus: Russ 2015).



„sehr geringe“ und im anderen Fall eine „sehr hohe“ nFK ergeben, was einer Differenz von vier bei insgesamt sieben definierten Bewertungsstufen entspricht. Auch die Variabilität der vorhergesagten nFK-Werte innerhalb der verschiedenen Pedotransferfunktionen ist mit Werten unter 10 mm (25- bis 75-Perzentil) und über 60 mm deutlich differenziert. Durch die im Ergebnis der Validierungsstudie für Waldböden des Nordostdeutschen Tieflands am besten geeignete Funktion von RENGGER et al. (2009) werden 23 % der Gesamtvarianz der verwendeten unabhängigen Stichprobe erklärt; der mittlere Gesamtfehler der Schätzung liegt bei 7,3 %.

Für den o. g. zweiten Fall kann exemplarisch die Schätzung der Kohlenstoffvorräte genannt werden. Die räumliche Variation der organischen Bodensubstanz ist im Tiefland aufgrund der kleinräumigen Strukturiertheit der pedogenen Faktoren besonders hoch. Dieses belegen z. B. Bodenuntersuchungen mit hoher räumlicher Auflösung auf Bestandesebene von HORN-SCHUCH und RIEK (2008). In der Literatur lässt sich keine geeignete Pedotransferfunktion finden, die der vorliegenden speziellen Datensituation gerecht würde. Daher erfolgte die Regionalisierung der Kohlenstoffvorräte bzw. -gehalte mit Hilfe eines eigenen spezifischen Modellansatzes, der im Folgenden kurz erläutert wird.

Methodisch wurde für die Übertragung der punktuell vorliegenden Kohlenstoffgehalte und -vorräte aus dem BZE-Kollektiv in die Fläche eine Kombination aus multipler schrittweiser Regressionsanalyse, Clusteranalyse sowie dem von BREIMAN et al. (1984) entwickelten CART-Verfahren eingesetzt. Im Bereich der terrestrischen Standorte konnten von Russ (2015) insgesamt elf signifikante Prädiktoren ermittelt werden. So wird der Kohlenstoffvorrat dieser Standorte neben der Hangneigung des Einzugsgebiets und der relativen Hangposition vorrangig vom Carbonatgehalt des geologischen Ausgangssubstrats gesteuert. Zudem werden in den auf Grundlage der vorliegenden Inventurdaten erstellten Regressionsmodellen auch für die direkte Sonneneinstrahlung sowie den das Erosionspotential kennzeichnenden „Stream Power Index“ vergleichsweise hohe Regressionskoeffizienten ermittelt. Der Kohlenstoffvorrat grundwasserbeeinflusster Standorte wird dagegen maßgeblich vom Grundwasserflurabstand sowie von der Größe des Einzugsgebiets geprägt. Mit den erstellten Modellen konnten über 60 % der beobachteten Varianz erklärt werden. Die Berücksichtigung der räumlichen Lage mittels geostatistischer Methoden führte zu keiner Verbesserung der Schätzungen. Die vertikale Verteilung der Kohlenstoffvorräte im Boden wurde mittels Clusteranalyse in Form relativer Tiefengradiententypen differenziert. Die anschließende Vorhersage dieser Tiefengradiententypen mit einem optimal beschnittenen Klassifikationsbaum erlaubte die Schätzung der Kohlenstoffvorräte einzelner Schichten mit Bestimmtheitsmaßen zwischen 0,23 und 0,64. Den größten Einfluss auf die vertikale Verteilung der Kohlenstoffvorräte haben die Kennwerte Baumartenzusammensetzung, Bestandesalter sowie Tongehalt des Ausgangssubstrats. Das ge-

naue Verfahren sowie die Detailergebnisse sind ausführlich bei Russ (2015) erläutert.

Im Ergebnis konnte für die brandenburgische Waldfläche die in Abb. 5 dargestellte Übersichtskarte der Kohlenstoffvorräte generiert werden. Auswertungen zur Veränderung der Kohlenstoffvorräte zwischen BZE-1 und BZE-2(a) sowie vergleichende Darstellungen der aktuellen BZE-Daten mit den aus der Regionalisierung gewonnenen Werten finden sich bei RIEK und Russ (2014 a, b). Demnach kann davon ausgegangen werden, dass die BZE-Stichprobe das Standortsspektrum der mineralischen Bodenformen hinsichtlich der Kohlenstoffvorräte repräsentativ erfasst und die C-Mengen in den zurückliegenden zwei Jahrzehnten insgesamt deutlich zugenommen haben (Tab. 2; vgl. auch RIEK et al. in diesem Band).

Tab. 2: Vergleich der Kohlenstoffvorräte von BZE-2(a)-Punkten mit den durch Regionalisierung geschätzten.

C-Vorrat [t/ha] (ohne Moore)	BZE-2(a)-Kollektiv	Regionalisierung
n	313	1.044.163
arithmetischer Mittelwert	90,72	91,28
Standardabweichung	38,70	29,16
Median	83,24	85,98
10-Perzentil	57,43	64,57
25-Perzentil	68,04	74,32
75-Perzentil	102,57	99,16
90-Perzentil	123,68	120,71

4 Beispiele praktischer Anwendungen

4.1 Dynamische Bestandeszieltypen

Auswertungen zu Risikopotenzialen durch regionalen Klimawandel sind bei RIEK (2010), RIEK et al. (2012, 2013) und RIEK und Russ (2014c) für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs dargestellt. Demnach zeigen Szenariorechnungen mit dem Regionalmodell WettReg (vgl. Abschn. 3.5), dass die Wahrscheinlichkeit für Wassermangel und damit einhergehenden Trockenstress während der Vegetationsperiode brandenburgweit zunehmen wird. Die Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte mit dem Simulationsmodell TUB-BGR (WESSOLEK et al. 2008, WESSOLEK et al. 2009). Eingangsgrößen sind hier Angaben zu nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum, Grundwasserflurabstand, Bestandestyp, Sommer- und Winterniederschlag sowie die potenzielle Evapotranspiration. Bedingt durch großräumige Unterschiede der klimatischen Kennwerte und durch die Variabilität der bodenphysikalischen und -hydraulischen Standortbedingungen lassen sich regionale und lokale Muster der Wasserhaushaltskenngößen und deren Veränderung bis zum Jahr 2100 erkennen. Auch anhand von integrierenden Kennwerten zur Kennzeichnung des Wärmehaushalts zeichnen sich regional unterschiedlich stark ausgeprägte Störungspotenziale innerhalb von Brandenburg ab. Die Berücksichtigung des Wärmehaushalts erfolgte anhand von 11 Hauptkomponenten, die sich statistisch durch die

Hauptkomponentenanalyse aus insgesamt 67 Wärmehaushaltskennwerten ableiten lassen.

Die der territorialen Risikoabgrenzung zugrunde liegenden Indikatoren wurden im hier gewählten Auswertungsansatz anhand der normierten Veränderungen von Wasserdefiziten (RIEK und RUSS 2014c) und Wärmehaushaltskennwerten (RIEK et al. 2013) zwischen den Dekaden 2001 – 2010, 2051 – 2060 sowie 2091 – 2100 berechnet. Die Ergebnisse sind grundsätzlich als Basis für die Entscheidungsfindung bei der Baumartenwahl geeignet, die als eine der wichtigsten Stell-schrauben bei der Anpassung von Wäldern an den Klimawandel zu betrachten ist.

Ausdruck der anzusteuern Baumartenwahl bildet auf Bestandesebene der sogenannte Bestandeszieltyp. Konventionell erfolgt die Ableitung eines standörtlich geeigneten Bestandeszieltyps auf der Grundlage von qualitativen Angaben zu Nährkraft, Feuchte und Klima unter Verwendung des Bestandeszieltypen-erlasses des Landes Brandenburg (MLUV 2006). Die konkrete Bestandeszieltypenplanung erfolgt im Prozess der Forsteinrichtung, in dem das empirische Wissen der Forsteinrichter und Revierleiter in den Entscheidungsprozess einfließt. Mit Hilfe von statistischen Modellansätzen wurde versucht, dieses Wissen numerisch zu erfassen (RIEK und RUSS 2014c). Hierzu wurden in einem ersten Schritt die im Datenspeicher Wald ausgewiesenen Bestandesszieltypen als Funktion der regionalisierten Standortseigenschaften dargestellt und darauf aufbauend dann

Schätzer dieser empirischen Bestandeszieltypen für die Gesamtwaldfläche abgeleitet. Eine dynamische Komponente erhielten diese dann in einem weiteren Schritt durch die Verwendung von szenarischen Klimadaten bei der Berechnung der berücksichtigten ökologischen Standortskenngrößen. Als signifikante Prädiktoren des Bestandeszieltyps konnten das modellierte Wasserdefizit als Differenz von tatsächlicher und potenzieller Evapotranspiration berücksichtigt werden sowie als Kovariaten die Fünftel-Nährkraftstufe (SEA95) und Kennwerte des Wärmehaushalts, wie die gewichtete Temperatursumme bis zum 15.04., die Minimumtemperatur der Nichtvegetationszeit und die Summe der Temperaturen $<0^{\circ}\text{C}$ in den Monaten April und Mai („Spätfrostsumme“).

Im Ergebnis von Diskriminanz- und Klassifikationsbaumanalysen konnten somit Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten (Buche, Eiche, Kiefer und Sonstige Baumarten) von „dynamischen Bestandeszieltypen“ auf standörtlicher Grundlage regionalisiert, d. h. für die Punkte des 100x100 m-Rasters geschätzt, werden. Umso geringer die Empfehlungswahrscheinlichkeit, desto höher ist das Risiko bei der Entscheidung für einen bestimmten Bestandeszieltyp (Abb. 6).

Für die Bewertung der Robustheit dieser Befunde werden Berechnungen mit weiteren Klimamodellen und aktualisierten Szenarien benötigt. Zudem ist zu beachten, dass das genetische und physiologische Anpassungspotenzial der Baumarten bei diesem Ansatz möglicherweise nicht hinreichend berücksich-

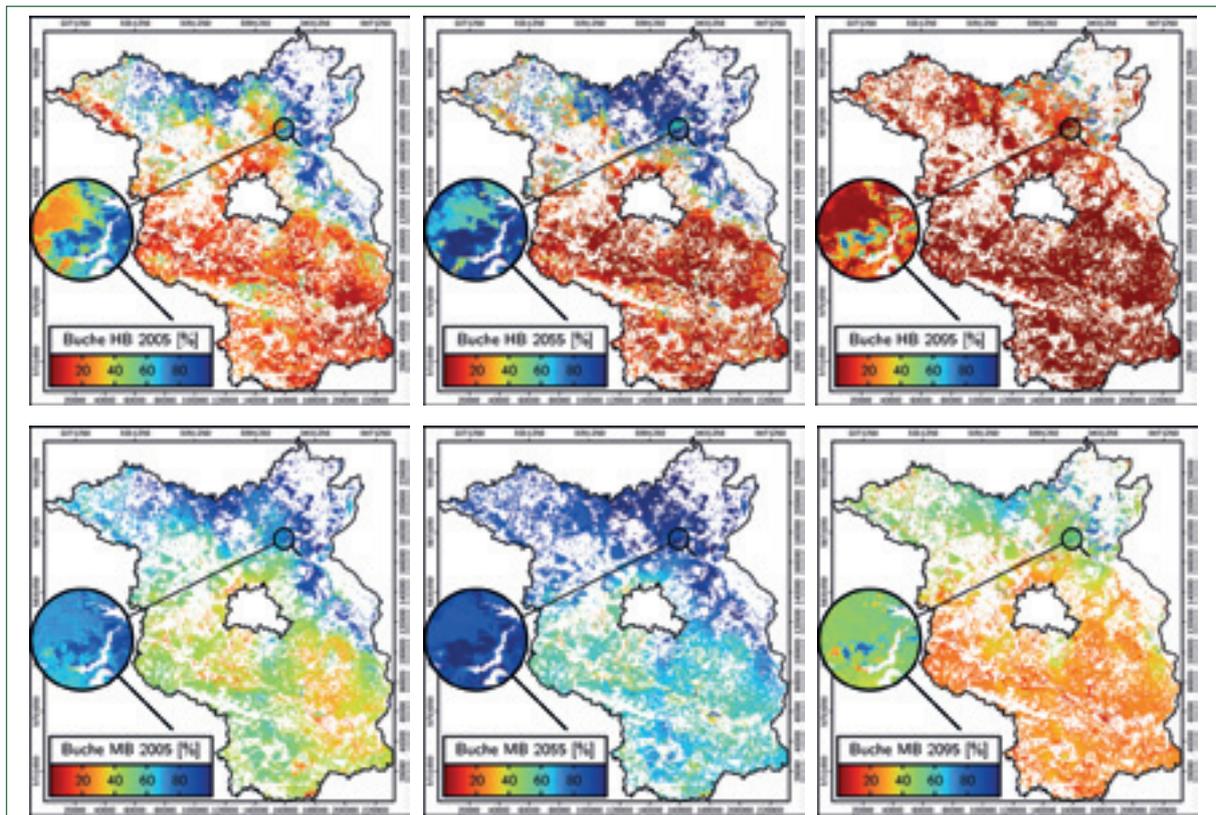


Abb. 6: Statistische Empfehlungswahrscheinlichkeit der Buche als Hauptbaumart (oben) bzw. Mischbaumart des Bestandeszieltyps (unten) in den Dekaden 2001– 2010, 2051 – 2060 und 2091 – 2100.

tigt ist, da das statistische Entscheidungsmodell auf dem bislang vorliegenden Wissen zu den StandortsLeistungsbezügen der Baumarten, wie sie aktuell bei der Baumartenwahl zugrunde gelegt werden, basiert. Gleichwohl lassen sich plausibel interpretierbare Tendenzen erkennen. Demnach nimmt die Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche zunächst zu (Dekade 2051 – 2060). Gründe hierfür sind die im Modell zum Tragen kommenden milderen Winterhalbjahre, geringeren Spätfröste und die nur moderate Zunahme von Wassermangel. Gegen Ende des Jahrhunderts entfaltet hingegen Wassermangel seine limitierende Bedeutung und es kommt zu einer starken Reduktion der Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche (Abb. 6). Darüber hinaus ist zu erkennen, dass es auch in der Dekade 2091 – 2100 größere Flächenanteile geben wird, die sich für Bestandeszieltypen mit Buchendominanz eignen werden. Die Aufgabe der aktuellen Waldumbauplanung sollte es daher sein, diese Areale beim Waldumbau mit Buche prioritär zu behandeln.

4.2 Stoffliche Nachhaltigkeit der forstlichen Nutzung

Aktuell lassen sowohl die im Rahmen der BZE-2(a) und des Level II-Programms ausgewerteten Ernährungsdaten (vgl. RIEK et al. in diesem Band) als auch die im Land Brandenburg generell zu verzeichnenden hohen Zuwächse (NOACK 2011, 2012; MÜLLER 2015, SCHRÖDER 2015) auf eine ausgewogene Versorgungssituation der Hauptbaumarten schließen. Andererseits führt das v. a. durch hohe Stickstoffeinträge gesteigerte Wachstum (RIEK et al. 2007) dazu, dass auch andere essentielle Nährstoffe in großen Mengen aufgenommen werden müssen; bei anhaltendem Wachstumsniveau und gleichzeitig hoher bzw. infolge zunehmender Holznachfrage potenziell noch gesteigerter Biomasseentnahmen, z. B. durch Vollbaumnutzung, steigt daher mittelfristig das Risiko einer fortschreitenden Nährstoffverarmung der Böden. Besonders vor dem Hintergrund der Nutzung von Holz als Quelle erneuerbarer Energie sind Entscheidungshilfen mit Blick auf Potenziale und Restriktionen der Waldbewirtschaftung standörtlich differenziert für die Gesamtwaldfläche gefordert, da die Energieholzernte mit erhöhten Nährstoffexporten einhergeht. Die flächenrepräsentative Datengrundlage der BZE-2(a) ist aufgrund ihres breit ausgerichteten Parameterspektrums aus den Bereichen Standort/Boden, Ernährung und Bestand/Wachstum gut geeignet, hierzu verallgemeinerbare Befunde zu generieren, die in die Fläche übertragen werden können.

Waldökosysteme sind offene Systeme. Von einem „geschlossenen Stoffkreislauf“, im Sinne eines stabilen Fließgleichgewichtes, kann dennoch gesprochen werden, wenn sich die von außen in das System gelangenden Stoffmengen mit den Flüssen aus dem System heraus über einen zu definierenden Zeitraum die Waage halten. Sind die „Input-Output-Bilanzen“ aus Deposition, Verwitterung, Sickerwasseraustrag und Ernteentzug ausgeglichen, kann davon ausgegangen werden, dass die stoffliche Nachhaltigkeit der

forstlichen Nutzung erfüllt ist. Um die Bedeutung unterschiedlicher Nutzungsintensitäten auf den Nährstoffexport standörtlich abschätzen zu können, ist daher über die reinen Vorratsbetrachtungen hinausgehend die Abschätzung von Stoffflüssen notwendig. Sowohl die Ermittlung von Stoffeinträgen durch Depositionen und Verwitterung als auch von Stoffausträgen mit dem Sickerwasser und durch die Holzernte sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Exakte Aussagen zu den Teilgrößen der Bilanzen sind für den einzelnen BZE-Punkt nicht möglich.

Im *Waldbodenbericht Brandenburg* (RIEK et al. 2015) wurde daher ein Nachhaltigkeitsindex abgeleitet, der sich zum einen aus den groben Ein- und Austragschätzungen und zum anderen aus den im Boden austauschbar gespeicherten Vorräten der Elemente Calcium, Magnesium und Kalium zusammensetzt. Zeitreihen von Level II-Flächen dienen bei diesem Ansatz zur Herleitung der Elementeinträge mit der Deposition sowie zur Schätzung von Bodenlösungskonzentrationen auf BZE-Punkten und daraus abgeleiteten Elementausträgen mit dem Sickerwasser. Der für unterschiedliche Nutzungsintensitäten modellierbare Indexwert steht für den rechnerischen Zeitraum bis zum (theoretischen!) Verbrauch des verfügbaren Basenvorrats im Boden. Zu betonen ist, dass dieser Zeitraum rein fiktiv ist, da die geschätzten Flussgrößen hierbei in ihrem zeitlichen Verlauf als konstant und zudem voneinander unabhängig betrachtet werden. Tatsächlich würden sich aber im Zuge der Verarmung des Systems alle Einzelkomponenten verändern: die Nährstoffauswaschung mit dem Sickerwasser würde abnehmen infolge geringerer Lösungskonzentrationen, der Nährstoffexport mit der Biomasse würde sich reduzieren durch abnehmende Nährstoffeinbindung in die Dendromasse sowie geringere Zuwächse, usw. In der Folge dieser ökosysteminternen Prozesse stellen sich permanent neue Fließgleichgewichte zwischen den Haushaltsgrößen ein, sodass die Summe der Flüsse systembedingt stets gegen null strebt. Die anhand der aktuellen Eingangsdaten berechneten „Input-Output-Bilanzen“ geben dennoch einen Eindruck davon, bei welchen Elementen und auf welchen Standortstypen unter den gegenwärtigen, durch das BZE-Kollektiv wiedergegebenen Bestockungsverhältnissen, mit An- bzw. Abreicherungen von Nährstoffen im Boden zu rechnen ist. Durch die Möglichkeit, den Nährstoffentzug für unterschiedliche Bewirtschaftungsvarianten szenarisch zu berechnen, spiegeln die Werte insbesondere auch den Einfluss der Nutzungsintensität auf den Stoffhaushalt wider und eignen sich für praktische Folgerungen im Sinne des Vorsorgeprinzips. Die verwendeten Lösungsansätze bei der Schätzung der Stoffflüsse an den BZE-Punkten und die Ergebnisse mit Blick auf elementspezifische Unterschiede zwischen den Nutzungsintensitäten sind im *Waldbodenbericht Brandenburg* (RIEK et al. 2015) und bei RIEK und RUSS (2015a,b) ausführlich beschrieben.

Für die Regionalisierung des Indexwertes in Form einer „Ampelkarte“ wurde zwischen drei Kategorien wie folgt unterschieden:

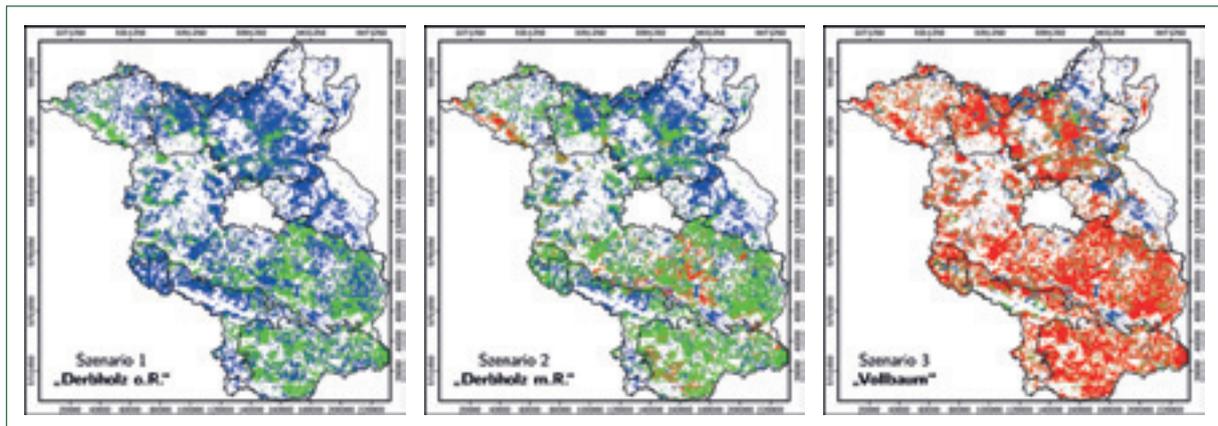


Abb. 7: Karten der regionalisierten Nachhaltigkeitsgruppen (Gruppe 1 = blau, Gruppe 2 = grün, Gruppe 3 = rot; vgl. Fließtext) für drei Nutzungsszenarien für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs; Regionalisierung anhand von „Fünftel-Nährkraftstufen“.

- Gruppe 1: Für alle Nährelemente besteht eine positive Bilanz. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist langfristig gesichert (blau in Abb. 7).
- Gruppe 2: Für mindestens eines der betrachteten Nährelemente ist die Bilanz negativ, die Versorgung ist dennoch durch die austauschbare Nährstoffreserve >150 Jahre gewährleistet. Die stoffliche Nachhaltigkeit ist bedingt gesichert (grün in Abb. 7).
- Gruppe 3: Die austauschbare Nährstoffreserve ist in <150 Jahren erschöpft. Die Nachhaltigkeit ist nicht gesichert (rot in Abb. 7).

Die Regionalisierung dieser drei Gruppen erfolgte für das 100x100 m-Rasternetz mit einem einfachen univariaten Ansatz auf der Grundlage der Fünftel-Nährkraftstufe (Abschn. 3.2). Die Verwendung dieses stark aggregierten Kennwertes aus der forstlichen Standortkarte hat forstpraktische Vorteile, weil die Nährkraftstufe aktuell bereits als wichtiger Bestandteil der waldbaulichen Planung fungiert. Allerdings wird durch diesen semiquantitativen Kennwert, welcher sich im Wesentlichen aus pedogenen Merkmalen und Substrat-eigenschaften (SCHULZE 1996) ableitet, die individuelle Bevorratung der Waldstandorte mit den einzelnen Hauptnährstoffen nur sehr eingeschränkt abgebildet. So ist der Zusammenhang zwischen aktuell verfü-

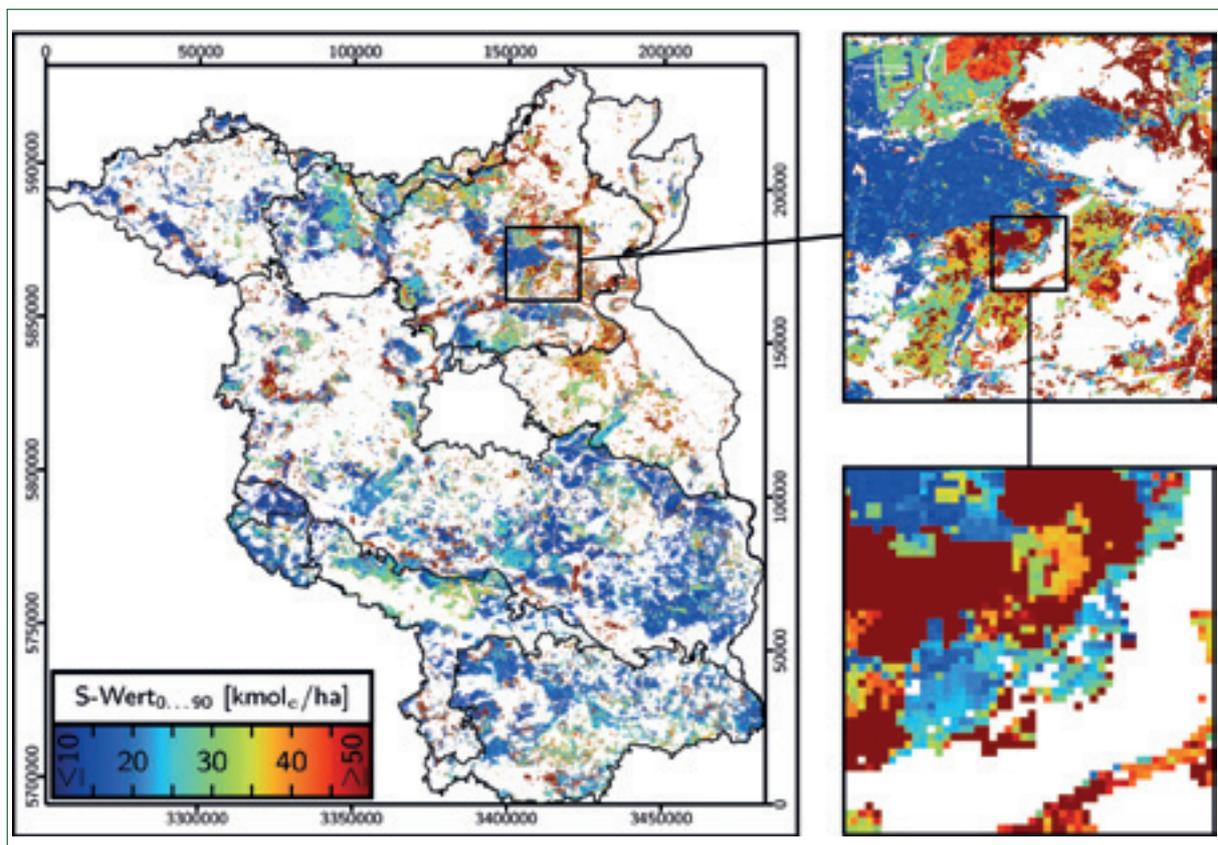


Abb. 8: Karte der regionalisierten S-Werte (Summe basischer Nährstoffkationen).

baren Nährelementvorräten und der Stammnährkraft nur schwach ausgeprägt, begründet nicht nur durch regional variierende atmogene Stoffeinträge, sondern auch durch die Nutzung der Böden über Jahrhunderte, die insbesondere im breiten Spektrum der A- bis M-Standorte eine Überlagerung der natürlichen geo- und pedogenen Standortsausstattung bedingt.

Daher werden derzeit Pedotransferfunktionen erarbeitet, die eine direkte Schätzung der verfügbaren Nährelementvorräte an den 100x100 m-Punkten ermöglichen. Im Ergebnis sollen anhand der regionalisierten, für eine bestimmte Umtriebszeit verfügbaren Mengen an Calcium, Magnesium und Kalium flächendeckende Aussagen zu den unterschiedlichen Risiken der Übernutzung sowie darauf aufbauend Empfehlungen zu waldbaulichen Maßnahmen (z. B. Extensivierung der forstlichen Nutzung, Waldumbau, Kompensation von Nährstoffentzügen durch Kalkungsmaßnahmen und Applikation von Holzasche) formuliert werden.

Regionalisierungsansätze für die Schätzung der basischen Nährstoffvorräte werden derzeit auch im Rahmen des von der Bundesregierung im Rahmen des Waldklimafonds geförderten Forschungsprojektes „RiskMan“ (Teilprojekt 2a: „Regionalisierung Boden und Wasserhaushalt“) u. a. für die brandenburgische Waldfläche entwickelt. Hieraus resultiert die in Abb. 8 dargestellte Karte des S-Wertes, welcher dem austauschbar gebundenen Vorrat der basischen Nährstoffkationen entspricht. Der S-Wert ergibt sich durch Multiplikation der effektiven Kationenaustauschkapazität mit der Basensättigung unter Einbeziehung von Bodendichte und Skelettanteil und kann in der Einheit kmol_c/ha angegeben werden.

Nach ersten Auswertungen, lässt sich anhand der regionalisierten S-Werte mit hinreichender Genauigkeit auf die pflanzenverfügbaren Ca-, Mg- und K-Vorräte an jedem beliebigen Waldstandort schließen (RIEK et al. 2015), die sich dann mit den Ernteentzügen für mögliche Baumarten, Nutzungsintensitäten und Durchforstungsszenarien vergleichen lassen. Zur Berechnung szenarischer Nährstoffentzüge für beliebige Baumarten sind in einem weiteren Schritt jedoch zuerst die Standortleistungsbezüge der zu berücksichtigenden Baumarten zu ermitteln. Die zu erwartenden Ergebnisse zur stofflichen Nachhaltigkeit und daraus abzuleitende Maßnahmenempfehlungen sollen Gegenstand von Band 2 des Waldbodenberichtes Brandenburg werden.

5 Fazit

Im vorliegenden Beitrag wurden die Aktivitäten der vergangenen Jahre zur Regionalisierung von Daten aus dem Forstlichen Umweltmonitoring vorgestellt und die wichtigsten Ergebnisse aus dem Kooperationsvorhaben zwischen LFE und HNEE mit Hinweis auf bereits erfolgte Publikationen überblicksartig zusammengefasst. Vor dem Hintergrund der gewonnenen methodischen Erfahrungen und bislang ausgearbeiteter Resultate lassen sich im Kern die folgenden Einschätzungen des Vorhabens festhalten:

- 1) Durch die Regionalisierung wird der Transfer von Daten aus dem forstlichen Umweltmonitoring für Anwendungen in der waldbaulichen und forstplanerischen Praxis prinzipiell ermöglicht.
- 2) Im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings wird eine ideale Datengrundlage für die Regionalisierung generiert durch:
 - a. bundesweit einheitlich standardisierte Verfahren für die überregionale Einordnung und Bewertung der Daten
 - b. überwiegend quantitative Daten auf stets aktuellem Stand.
- 3) Für die Regionalisierung dieser Inventurdaten für die Waldfläche im Land Brandenburg bieten etablierte Kartengrundlagen, wie die digitale forstliche Standortkarte im Maßstab 1:10.000 in Verbindung mit Digitalen Geländehöhenmodellen (künftig: DGM2) und weiteren Messdaten (z. B. Grundwassergleichen) besonders günstige Voraussetzungen.

Die ausgeführten Ergebnisse zum aktuellen Arbeitsstand haben deutlich gemacht, dass die Informationen aus dem Monitoring für den Einsatz in waldbaulichen, sich an boden- und standortkundlichen Rahmengrößen orientierenden Entscheidungsmodellen, geeignet sind. Die Befunde können nun hinsichtlich konkreter Umsetzungsmöglichkeiten diskutiert werden (vgl. STÄHR in diesem Band).

6 Literatur

AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme – Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München, 352 S.

ALTERMANN, M., JÄGER, K.D., KOPP, D., KOWALKOWSKI, A., KÜHN, D., SCHWANECKE, W. (2008): Zur Kennzeichnung und Gliederung von periglaziär bedingten Differenzierungen in der Pedosphäre. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 6: 5–42.

ARBEITSGRUPPE BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 437 S.

BACH, M., FREDE, H.-G. (1999): Regionalisierung als methodische Aufgabe im Sonderforschungsbereich 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“. In: Steinhardt, U., Volk, M. (Hrsg.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie – Forschung, Planung, Praxis. 58–66.

BEVEN, K.J., KIRKBY, M.J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. Hydrological Sciences Bulletin 24 (1): 43–69.

BÖHNER, J., ANTONIĆ, O. (2009): Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. In: T. Hengl, H.I.

Reuter (Hrsg.): Geomorphometry – Concepts, Software, Applications. Developments in Soil Science, Bd. 33. Elsevier, Amsterdam u. a., S. 195-226.

BREIMAN, L., FRIEDMAN, J.H., OLSHEN, R.A., STONE, C.J. (1984): Classification and regression trees. The Wadsworth Statistics/Probability Series, Wadsworth, Belmont, California, 358 S.

CIMMERY, V. (2007): User Guide for SAGA (version 2.0). URL <http://sourceforge.net/projects/saga-gis/files/>.

CONRAD, O. (2007): SAGA – Entwurf, Funktionsumfang und Anwendung eines Systems für Automatisierte Geowissenschaftliche Analysen. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen. URL <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2007/conrad/conrad.pdf>.

HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011a): Berechnung des Flurabstandes des oberflächennahen Grundwassers der Waldfläche Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. Hydrologie und Wasserwirtschaft. 55. Heft 1. S. 4-15.

HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011b): Analyse langjähriger Veränderungen der Flurabstände des oberflächennahen Grundwassers in der gesamten Waldfläche Brandenburgs. In: Materialien zum Fachsymposium „Wasserbezogene Anpassungsmaßnahmen an den Landschafts- und Klimawandel in Deutschland. 22. – 24. Juni 2011, Großräschen/Lausitz. Grünewald, U., Bückner, A., Damm, M., Fleischhammel, P., Hölzel, H., Kaiser, K. (Hrsg.). Potsdam. S. 26.

HORN SCHUCH, F., RIEK, W. (2008): Entwicklung eines statistischen Designs zur Zweiten Bodenzustandserhebung (BZE2). TP 2: Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMVEL. Unveröffentlichter Abschlussbericht. FH Eberswalde.

KASS, G.V. (1980): An Exploratory Technique for Investigating Large Quantities of Categorical Data. Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics) 29 (2): 119-127.

KEIL, M., BOCK, M., ESCH, T., METZ, A., NIELAND, S., PFITZNER, A. (2010): CORINE Land Cover Aktualisierung 2006 für Deutschland. Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt e. V., Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum im Auftrag des Umweltbundesamtes, Oberpfaffenhofen, 55 S.

KÖTHE, R. (2007): Expertise – Qualität des DGM25 von Brandenburg und durchgeführte Qualitätsverbesserungen. scilands GmbH im Auftrag des Landesamtes für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR): 16 S.

KONOPATZKY, A. (1998): Informationen der Standortskarten zu grundwasserfernen Sandstandorten Brandenburgs als Hilfe bei der Auswahl von Flächen für die Laubholzverjüngung sowie zur Abschätzung der

standörtlichen Leistungsfähigkeit – Berücksichtigung des substratbedingten Wasserhaushaltes, der Körnung im Oberboden und der Kalktiefe. Unveröffentlichter Bericht – Landesforstanstalt Eberswalde.

KONOPATZKY, A. (2012): Das Wasser macht's – Substratfeuchte in der forstlichen Standortsgliederung – erste Skalierungs- und Bewertungsansätze in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 73-82.

KOPP, D., JOCHHEIM, H. (2002): Forstliche Boden- und Standortformen des nordostdeutschen Tieflands als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung. Kessel Verlag, Remagen-Oberwinter, 207 S.

KREIENKAMP, F., SPEKAT, A. (2009): Regionalisierung standortsbezogener Kennwerte (1 x 1 km Raster-Interpolation) für Brandenburg. CEC, Potsdam GmbH. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesbetriebs Forst Brandenburg. Potsdam: 30 S.

LGRB (1997): Geologische Übersichtskarte des Landes Brandenburg 1:300.000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg in Zusammenarbeit mit Landesvermessungsamt Brandenburg.

LGRB (2001): Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg (BÜK) 1:300 000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg.

MLUV (2006): Bestandeszieltypen für die Wälder des Landes Brandenburg. Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.). http://www.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/bzt_brdb.pdf.

MÖLLER, M., VOLK, M., FRIEDRICH, K., LYMBURNER, L. (2008): Placing soil-genesis and transport processes into a landscape context: A multiscale terrain-analysis approach. J. Plant Nutr. Soil Sci. 171 (3): 419-430.

MÜLLER, J. (2015): Wohin wächst der Wald? Ergebnisse der ersten Wiederholungsinventur für die Region Brandenburg und Berlin. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg – Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), S. 25-30.

NOACK, M. (2011): Waldbau ökologisch – Die Bewirtschaftung der Traubeneiche auf Basis ökologischer Wachstumsmodelle. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 6. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 47. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 50-59.

NOACK, M. (2012): Der langfristige Durchforstungsversuch „PEITZ 150“: Forschungsbeitrag zum Wachstum

der Gemeinen Kiefer auf nährstoffschwachen Böden im Land Brandenburg unter dem Einfluss von Standortswandel und Durchforstung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, S. 56-72.

OLAYA, V. (2004): A gentle introduction to SAGA GIS. URL <http://www.saga-gis.org/en/about/references.html>

RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G., ZACHARIAS, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. *Bodenökologie und Boden-genese* 40: 5-51.

RIEK, W. (2001): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf das Zuwachsverhalten der Kiefer. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie. 35 (4), 207-210.

RIEK, W. (2010): Regionale und standortsbedingte Unterschiede zu den Auswirkungen des Klimawandels. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe / Wissenstransfer in die Praxis. Band 44. 38-48.

RIEK, W., KALLWEIT, R. (2007): Einfluss des Wasserhaushalts auf den Kronenzustand der Kiefer (*Pinus sylvestris*) in Brandenburg. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.* 41: 49-59.

RIEK, W., KALLWEIT, R., RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. – Abgrenzung von Risikogebieten und Schlussfolgerungen für ein Klima-Monitoring. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz.* Heft 13. 17-32.

RIEK, W., KALLWEIT, R., RUSS, A., KRAUSE, S. (2012): Veränderung des Wärmehaushalts durch Klimawandel – Regionalisierung der Störungspotenziale auf der Grundlage von forstlichen Wuchsbezirken in Brandenburg. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 7. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 49. Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg, Berlin, S. 107.

RIEK, W., RUSS, A. (2014a): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden (Teil 1) – BZE-Ergebnisse zu Status und Dynamik. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. S. 98.

RIEK, W., RUSS, A. (2014b): Kohlenstoffbindung in brandenburgischen Waldböden (Teil 2) – Regionalisierung auf der Grundlage von BZE-Daten. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winter-

kolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. S. 99.

RIEK, W., RUSS, A. (2014c): Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. In: Wissenstransfer in die Praxis – Beiträge zum 9. Winterkolloquium. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 55. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 20-30.

RIEK, W., RUSS, A. (2015a): Schließen von Stoffkreisläufen zur Verhinderung von Bodendegradation. Beiträge Forum Boden-Gewässer-Wald. *Bodenschutz im Wald.* Heft 15. 75-92.

RIEK, W., RUSS, A. (2015b): Nachhaltige Waldbewirtschaftung durch geschlossene Stoffkreisläufe – Brandenburgs Waldstandorte im Spiegel der zweiten bundesweiten Bodenzustandserhebung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 31-39.

RIEK, W., RUSS, A., KÜHN, D. (2015): Waldbodenbericht Brandenburg – Zustand und Entwicklung der brandenburgischen Waldböden. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a. Band 1. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 60. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 172 S.

RIEK, W., STROHBACH, B., KALLWEIT, R. (2007): Bodenzustand und Stoffhaushalt von Kiefernbeständen in Brandenburg. In: *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung.* Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII. 54-63.

RUSS, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs. *Bodenökologie und Bodengenese.* Heft 44. Dissertation. TU Berlin. 164 S.

RUSS, A., RIEK, W. (2011a): Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität. Validierung für Waldböden des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz.* Heft 11. 5-17.

RUSS, A., RIEK, W. (2011b): Methode zur Ableitung des Grundwasserflurabstandes aus Karten der forstlichen Standortskartierung und digitalen Geländemodellen in Brandenburg. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz.* Heft 12. 85-91.

RUSS, A., RIEK, W. (2011c): Vergleich zweier Ansätze zur Ableitung von Grundwasserflurabständen für die Waldfläche Brandenburgs. In: *Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen.* Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. <http://eprints.dbges.de/552>.

- RUSS, A., RIEK, W., WESSOLEK, G. (2011): Benetzungsverhalten und nutzbare Wasserspeicherkapazität brandenburgischer Waldböden – Abschätzung für Waldbewirtschaftung und Regionalisierung. In: Bodenzustandserfassung, aktuelle Gefährdungen und Trends. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 88. 149-152.
- RUSS, A., RIEK, W., WESSOLEK, G. (2013): Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. In: Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf – Gemeinsames Kolloquium des DBG-Arbeitskreises Waldböden, der Sektion Wald und Wasser im DVFFA und der Deutschen Hydrologischen Gesellschaft in Freiburg am 4. – 5. Oktober 2012. Freiburger Forstliche Forschung, Freiburg. Heft 96. 113-127.
- RUSS, A., RIEK, W., WESSOLEK, G. (2016): Entwicklung statistischer Vorhersagemodelle zur Identifizierung von Legendeneinheiten forstlicher Standortskarten – Beispiel Nordostdeutsches Tiefland. Schriftenreihe Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Band 14. 133-146
- SCHRAMM, D., SCHULTZE, B., SCHERZER, J. (2006): Validierung von Pedotransferfunktionen zur Berechnung von bodenhydrologischen Parametern als Grundlage für die Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes im Rahmen der BZE II. TU Bergakademie Freiberg und UDATA im Auftrag des BMELV, 151 S.
- SCHRÖDER, J. (2015): Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Bd. 34. Ulmer, Stuttgart, 269 S.
- SCHULZ, R. (2003): Flächenbezogene Modelle zur Unterstützung der Forstlichen Standortskartierung im Niedersächsischen Bergland. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen, 340 S.
- SCHULZE, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen Tiefland – (Standorterkundungsanleitung) SEA 95. Bd. A-D.
- SPEKAT, A., ENKE, W., KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WettReg auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Forschungsbericht des CEC Potsdam GmbH im Rahmen des FuE-Vorhabens „Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland – Phase I: Erstellung regionaler Klimaszenarios für Deutschland“ des Umweltbundesamtes: 106 S.
- STEINHARDT (1999): Die Theorie der geographischen Dimensionen in der Angewandten Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D., Gerold, G. (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie. 47-64.
- STUMPP, C., ENGELHARDT, S., HOFMANN, M., HUWE, B. (2009): Evaluation of pedotransfer functions for estimating soil hydraulic properties of prevalent soils in a catchment of the Bavarian Alps. Eur. J. Forest Res. 128 (6): 609-620.
- WALLOR, E., RUSS, A., RIEK, W. (2016): Validierung regionalisierter Informationen zum Waldboden anhand typischer Standort-Leistungs-Beziehungen der Kiefer im Land Brandenburg. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 16: 121-129.
- WEISS, A.D. (2000): Topographic Position and Landforms Analysis. In: ESRI International User Conference, San Diego, CA, USA. URL www.jennessent.com/downloads/tpi-poster-tnc_18x22.pdf.
- WESSOLEK, G., DUJNISVELD, W., TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. J. Hydrol. 356 (1-2): 17-27. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.03.007>.
- WESSOLEK, G., DUJNISVELD, W.H., TRINKS, S. (2009): Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden – das TUB-BGR-Verfahren. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 66-80.
- YOKOYAMA, R., MICHIO, S., PIKE, R.J. (2002): Visualizing Topography by Openness: A New Application of Image Processing to Digital Elevation Models. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68 (3): 257-265.

18 Jahre Erfassung der Vegetation auf Brandenburger Dauerbeobachtungsflächen der forstlichen Umweltkontrolle

FRANK BECKER

1 Einleitung

Das umfassende europäische Monitoringprogramm zur kontinuierlichen Entwicklung des Waldzustandes (Level II) schließt neben Vitalität, waldwachstums-kundlichen und meteorologischen Parametern auch die Bodenvegetation ein. Nach 18-jähriger Beobachtungszeit (1995 – 2012) wird eine Zwischenbilanz zur Vegetationsentwicklung in den sechs beobachteten Kiefernbeständen gezogen. Ziel der Vegetationserfassung ist eine Zustandsbeschreibung der Waldökosysteme, die Dokumentation der Vegetationsveränderung, Analysen möglicher Ursachen für eine Vegetationsentwicklung sowie Angaben zur Artendiversität in den untersuchten Flächen. Die nachfolgende Ergebnisdarstellung geht im Wesentlichen auf Aspekte der Krautschicht ein, da die Baum- und Strauchschicht in der Artenzusammensetzung nicht so schnellen Veränderungen unterliegen. Ebenso lassen sich die Deckungsgrade der oftmals unter dichten *Vaccinium myrtillus*-

Decken liegenden Moossschicht nur schwer objektiv schätzen. Nach Ergebnissen bisheriger Untersuchungen kommt der Bodenvegetation in nordostdeutschen Kiefernökosystemen eine wichtige Rolle im Stoff- und Wasserhaushalt zu. Eine Übersicht über die standörtlichen Voraussetzungen der untersuchten Kiefern-Dauerbeobachtungsflächen gibt Tabelle 1.

2 Methoden

Auf den sechs Kiefern-Flächen erfolgt die Kartierung der Vegetation nach der „ICP-Forests“-Anleitung (2003). Weitere Parameter, wie beispielsweise eine detaillierte Bestandesbeschreibung, Erfassung von Totholz und Kleinstrukturen, werden nach der Biotopkartierungs-Anleitung Brandenburg (LUA 2004) durchgeführt. Die Vegetationserfassung erfolgt sowohl innerhalb der gezäunten Dauerbeobachtungsflächen als auch auf ungezäunten Vergleichsflächen in unmittelbarer Umgebung. Alle Arbeiten werden auf einer 400 m² und

Tab. 1: Übersicht der untersuchten Dauerbeobachtungsflächen.

DBF	1201	1202	1203	1204	1205	1206
AfF/Revier	Kyritz/Natteheide	Beerenbusch/ Templin	Eberswalde/ Kienhorst	Belzig/Weitzgrund	Lübben/ Neusorgefeld	Wünsdorf/ Schwenow
Wuchsgebiet	Ostmecklenburger Nordbrandenburger Jungmoränenland	Mittelmecklenburger Jungmoränenland	Ostmecklenburger Nordbrandenburger Jungmoränenland	Hoher Fläming	Düben-Niederlausitzer Altmoränenland	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland
Bodenform	Nedlitzer Sand-Braunerde	Tasdorfer Sand-Brauner	Haselberger Sand-Rostpodsol	Nedlitzer Sand-Braunerde	Bärenthorener Sand-Braunerde	Grubenmühler Sand-Braunerde
Bodentyp	Rigosol (Wölbacker)	schwach podsolige Braunerde	Podsol	Braunerde	schwach podsolige Braunerde	schwach podsolige Braunerde
Stamm-Nährkraftstufe	Z2m	M2f	Z2m	M2m	Z2m	Z2t
Fünftel Nährkraftstufe	M ^{****} (durch Übersandung Einstufung in Z)	M ^{'''}	Z ^{''}	M ^{****}	Z ^{'''}	Z ^{''}
Substrat	Anlehmgiger Mittelfeinsand	Anlehmgiger Mittelfeinsand	Reiner Mittelfeinsand	Anlehmgiger Mittelfeinsand	Reiner Mittelfeinsand	Reiner Mittelfeinsand
Substrafeuchte-stufe	speicher-trocken	speicher-trocken	mäßig speicher-trocken	speicher-trocken	speicher-trocken	speicher-trocken
Mittl. Grundwasserstand im Frühjahr	Ca. 2,5 m	Grundwasserfern	Grundwasserfern	Grundwasserfern	Grundwasserfern	Grundwasserfern
Kalktiefe	Ohne	Ca. 1,4 m	Ca. 1,7 m	Ohne	Ohne	Ca. 3,0 m
Forstökosystemtyp HOFMANN 1997	Blaubeer-Kiefernforst	Sauerklee-Blaubeer-Kiefernforst	Blaubeer-Kiefernforst	Drahtschmielen-Kiefernforst	Blaubeer-Kiefernforst	Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst
Natürliche Waldgesellschaft	Schattenblumen-Buchenwald	Schattenblumen-Buchenwald	Schattenblumen-Buchenwald	Schattenblumen-Buchenwald	Blaubeer-Kiefern-Trauben-Eichenwald	Blaubeer-Kiefern-Trauben-Eichenwald

1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2017
"Gesamte Fläche"	"Gesamte Fläche"	"Gesamte Fläche"	-	-	-	-	-	2500m ²	nächste									
-	-	-	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	400m ²	lumusgemäße
-	-	-	-	-	40 x 1m ²	Aufnahme												

Methode BOLTE

Verfahren der
Waldbiotopkartierung
(Aufnahme aller Schichten)

■ LAFOP 1996
(Keine Angabe des D% in der BES)

■ LAGS/LFE 1999

■ LUA 2004
(modifiziert)

Tab. 2: Übersicht der vegetationskundlichen Untersuchungsmethoden.

einer 2.500 m² großen Aufnahmefläche durchgeführt. Zusätzlich wird seit dem Jahr 2000 die Bodenvegetation der 400 m²-Fläche zusätzlich auf zwei Diagonalen in 20 fest markierten 1 m² Rastern erfasst. Eine Diagonale dient dabei der Inventarisierung der Kraut- und Mooschicht sowie der Verjüngung der Baumarten, auf der zweiten Diagonale wird nur die Naturverjüngung erfasst. Außerdem wird neben der Ansprache des Deckungsgrades auf den Diagonalen eine orientierende Messung der Sprosslängen vorgenommen. Die Ansprache des Deckungsgrades erfolgt bis 10 % auf ein Prozent genau, über 10 % Deckung in 5 %-Stufen. Es liegen somit für jedes Jahr aktuell sechs Vegetationserfassungen für jede Level II-Dauerbeobachtungsfläche vor (Tabelle 2).

Zu beachten ist, dass ab dem Jahr 2007 die Erfassung nur noch in einem fünfjährigen Turnus stattfindet.

3 Untersuchungen zur Entwicklung der Krautschicht

Die Wahl der zu untersuchenden Flächengröße wirkt sich erwartungsgemäß auf die Anzahl der gefundenen Arten aus. Abb. 1 veranschaulicht diesen Zusammenhang.

Aus der Abb. 1 ist zu entnehmen, dass die ungezäunten Flächen unabhängig von der Flächengröße in der Regel bis zu einer Art mehr als die gezäunten Flächen aufweisen. Dies ist auf kleinflächige Störungen außerhalb des Zaunes zurückzuführen, wie sie vor allem durch das Wild verursacht werden. Dadurch werden zumindest zeitweise ökologische Nischen geschaffen, die vor allem krautigen Pionierpflanzen kurzfristig die Chance zum Wachstum geben (OHEIMB 2002). Der Einbruch der Artenzahlen ab 2006 auf der 400 m² großen ungezäunten Aufnahmefläche ist auf Störung der Fläche Beerenbusch (1202) durch die Anlage einer Rückegasse zurückzuführen. Außerdem musste die ungezäunte Vergleichsfläche der Level II-Fläche Schwenow (1206) neu angelegt werden, da die ursprüngliche Fläche im Rahmen eines Unterbaus eingezäunt wurde. Diese Effekte wirken sich auch auf die 2.500 m² großen Aufnahmeflächen auf, wohingegen die ohnehin artenärmeren 1 m² großen Aufnahmeraster weniger beeinflusst werden. Unter den regelmäßig gefundenen Arten dominieren acidophile Arten der Kiefernforsten. *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa* decken im Mittel der Aufnahmejahre über 30 % aller Flächen, eine Ausnahme bildet lediglich die Fläche Weitgrund (1204), auf der keine *Vaccinium myrtillus* vorkommt. Zu der dritt-platzierten Art *Ca-*

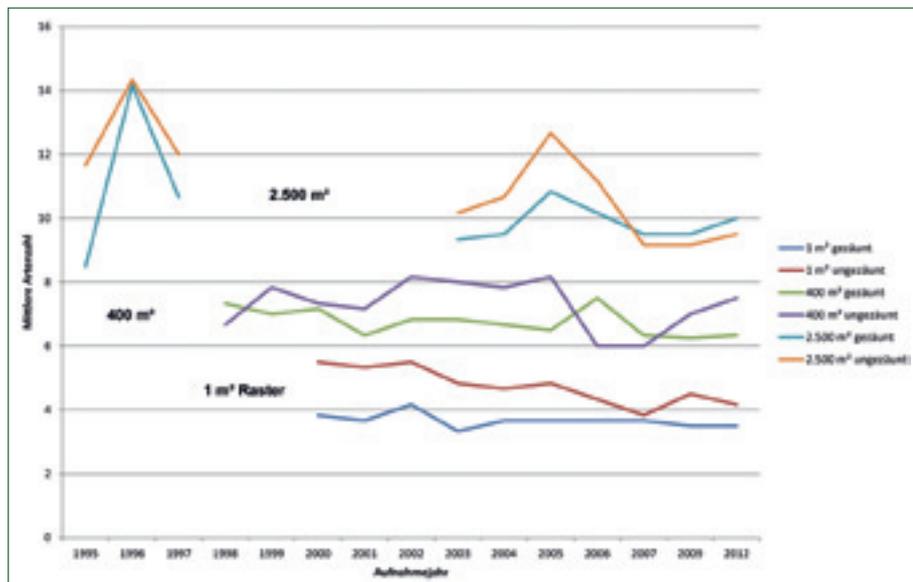


Abb. 1: Einfluss der Flächengröße und der Zäunung auf die Artenzahl, Mittelwerte der Flächen 1201 bis 1206.

lamagrostis epigeios erfolgt ein deutlicher Abfall, sie deckt im Mittel über alle Flächen nur ca. 8 %. Eine signifikante Zunahme weiterer nitrophiler Arten konnte im Beobachtungszeitraum weder in der Artenzahl noch im Deckungsprozent bereits etablierter Arten festgestellt werden. Die 10 häufigsten Arten nach Deckungsgraden gewichtet sind der Tabelle 3a und 3b zu entnehmen.

Tab 3a.: Häufigste Arten der Krautschicht.

Platz	Art	n	D%
1	<i>Vaccinium myrtillus</i>	158	42,51
2	<i>Deschampsia flexuosa</i>	168	35,21
3	<i>Calamagrostis epigejos</i>	133	7,91
4	<i>Pteridium aquilinum</i>	58	5,98
5	<i>Rubus idaeus</i>	55	5,91
6	<i>Dryopteris carthusiana</i>	129	1,22
7	<i>Carex pilulifera</i>	106	0,93
8	<i>Rubus fruticosus-Gr.</i>	56	1,71
9	<i>Oxalis acetosella</i>	25	2,00
10	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	30	1,50

Tab 3b.: Häufigste Arten der Mooschicht.

Platz	Art	n	D%
1	<i>Pleurozium schreberi</i>	166	28,42
2	<i>Scleropodium purum</i>	105	31,00
3	<i>Hypnum cupressiforme</i>	149	13,00
4	<i>Dicranum scoparium</i>	90	3,37
5	<i>Pohlia nutans</i>	87	0,65
6	<i>Dicranella heteromalla</i>	113	0,47
7	<i>Dicranum rugosum</i>	49	0,99
8	<i>Polytrichum formosum</i>	57	0,58
9	<i>Cladonia spec.</i>	54	0,46
10	<i>Brachythecium rutabulum</i>	47	0,47

Die mittlere Artenzahl der einzelnen Dauerbeobachtungsflächen ist teilweise recht unterschiedlich. Die artenarme Fläche Natteheide (1201) mit im Mittel 3 Arten steht der artenreichen Fläche Schwenow (1206) mit durchschnittlich 11 Arten gegenüber. Die anderen vier Flächen zeigen Artenzahlen zwischen 7 und 9 Arten in der Krautschicht. Bis auf die Fläche Natteheide

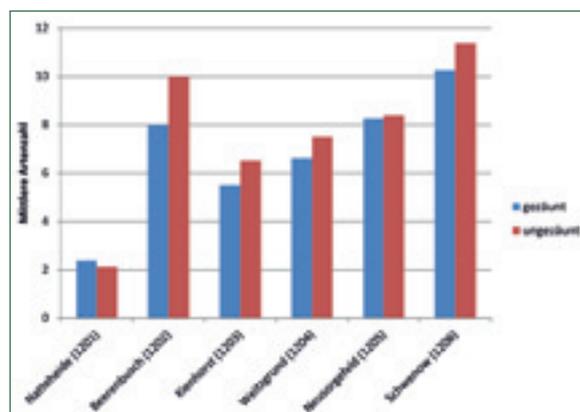


Abb. 2: Einfluss der Zäunung auf die Artenzahl (400 m², nur Krautschicht), im Mittel auf ungezäunter Fläche eine Art mehr.

(1201) weisen die übrigen Flächen auf der ungezäunten Fläche mehr Arten auf, die Fläche Beerenbusch (1202) zwei Arten mehr, die Flächen Kienhorst (1203), Weitzgrund (1204) und Schwenow (1206) im Mittel eine Art. Lediglich auf der Fläche Neusorgefeld (1205) ist der Einfluss der Zäunung auf die Artenzahl geringer ausgeprägt (Abb. 2). Dieser Effekt schwankt in den einzelnen Jahren in Abhängigkeit von Störungen (Durchforstungen, Wild) und Ausdünnung der Krautschicht durch zunehmende Deckungsprozente des Unterstandes stark.

3.1 Deckungsgrad- und Höhenentwicklung der 1 m²-Raster

Für die hochsteten Arten der Dauerbeobachtungsflächen *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* wurde eine Auswertung der 20 1-m²-Raster hinsichtlich der Deckungsgrad- und Höhenentwicklung seit dem Beginn der Messungen im Jahr 2000 vorgenommen. In den 1 m²-Feldern kann die Einschätzung des Deckungsgrades am genauesten vollzogen werden, mit der orientierenden Messung der Sprosslängen wird ein aussagekräftiger Parameter über den Vegetationszustand erfasst. Die Ergebnisse für *Deschampsia flexuosa* sind in Abb. 3, diejenigen für *Vaccinium myrtillus* in Abb. 4 dargestellt. Durchgezogene Linien stellen das Deckungsprozent dar, gestrichelte Linien die Höhenentwicklung. Schwarz repräsentiert die gezäunten Dauerbeobachtungsflächen, in grau erscheinen die ungezäunten Vergleichsflächen.

Auf der Fläche Natteheide (1201) erreicht *Deschampsia flexuosa* nur in der gezäunten Fläche Deckungsgrade zwischen 5 und 10 Prozent, auf der ungezäunten Fläche kommt sie mit Deckungsprozenten um ein Prozent vor. Dies ist auf die hier vorherrschende *Vaccinium myrtillus* zurückzuführen, die sowohl innerhalb auch außerhalb Deckungswerte zwischen 70 und 80 Prozent aufweist, dies sind die höchsten Werte aller sechs Dauerbeobachtungsflächen. In der Höhenentwicklung zeigen beide Arten innerhalb des Zaunes größere gemessene Höhen als außerhalb, dieser Effekt ist bei der Drahtschmiele ausgeprägter.

In der Dauerbeobachtungsfläche Beerenbusch (1202) ist die Drahtschmiele ebenfalls schwächer als die Blaubeere vertreten, allerdings erreicht die Blaubeere mit Deckungswerten um die 40 Prozent nicht die Dominanz der Fläche Natteheide. Ursächlich hierfür ist die stärkere Beschattung durch Rotbuchen-Naturverjüngung im Zwischen- und Unterstand. Die gemessenen Sprosslängen zeigen in Beerenbusch (1202) keine klaren Tendenzen. Eventuell könnte der Einfluss des Wildverbisses auf die Höhenentwicklung in der Fläche Beerenbusch (1202) durch eine bessere Wasserversorgung als auf den anderen Flächen ausgeglichen werden. Die Fläche Kienhorst (1203) zeigt bei *Deschampsia flexuosa* innerhalb des Zaunes einen signifikant höheren Deckungsgrad als außerhalb. Umgekehrt dazu verhält sich die Blaubeere, die außerhalb des Zaunes einen höheren Deckungsgrad aufweist. 2004 erfolgt bei *Vaccinium myrtillus*

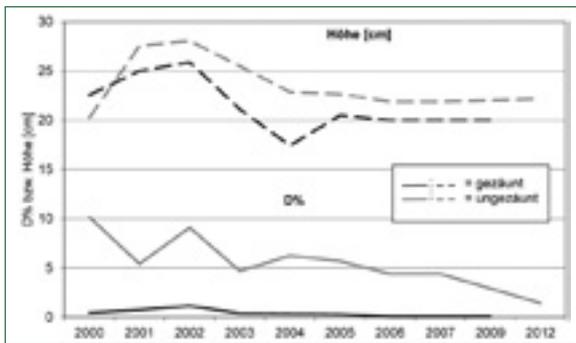


Abb. 3-1 Natteheide (1201).

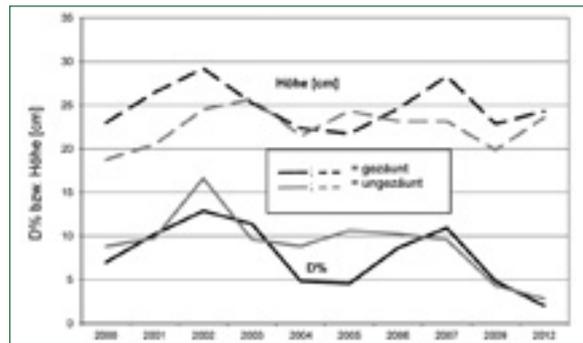


Abb. 3-2 Beerenbusch (1202).

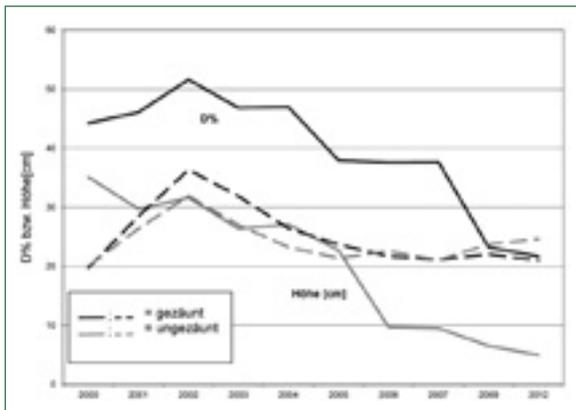


Abb. 3-3 Kienhorst (1203).

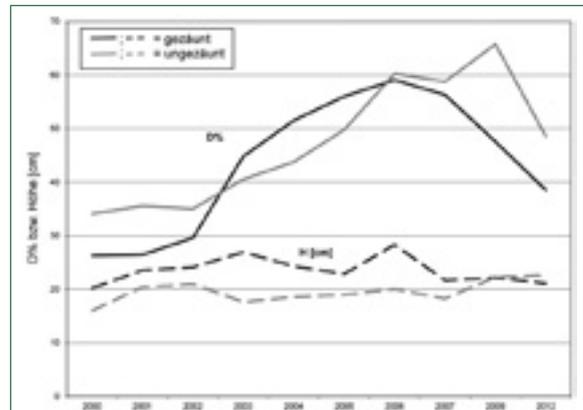


Abb. 3-4 Weitzgrund (1204).

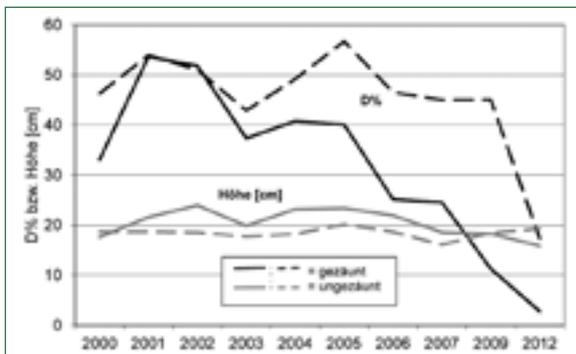


Abb. 3-5 Neusorgefeld (1205).

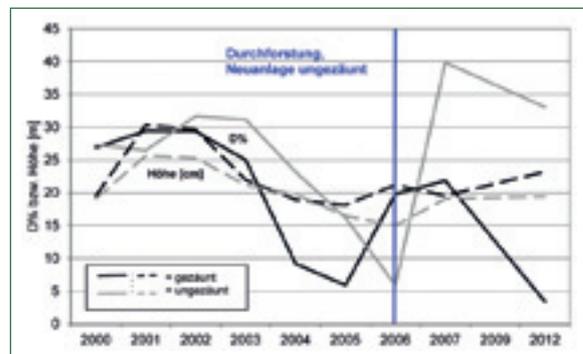


Abb. 3-6 Schwenow (1206).

Abb. 3.1 bis 3.6: Entwicklung von *Deschampsia flexuosa* in den 1m²-Rastern.

außerhalb des Zaunes ein Rückgang des Deckungsprozents um ca. 20 %. Dies ist auf die Beeinflussung der Blaubeere durch die im Winter 2003/2004 durchgeführte Durchforstung zurückzuführen. Die Drahtschmiele zeigt anders als auf der Fläche Schwenow (1206) keine deutliche Reaktion auf die forstlichen Maßnahmen. Über die letzten Aufnahmejahre ist für *Deschampsia flexuosa* eine abnehmende, für *Vaccinium myrtillus* eine zunehmende Tendenz im Deckungsgrad zu beobachten. Auf der im Hohen Fläming gelegenen Fläche Weitzgrund (1204) kommt Blaubeere innerhalb des Zaunes gar nicht, auf der ungezäunten Vergleichsfläche nur sporadisch vor. *Deschampsia flexuosa* deckt hier aktuell 50 % der ungezäunten und 55 % der gezäunten Fläche. Sie zeigt außerdem für die letzten sechs Aufnahmen auf der gezäunten Fläche deutlich größere gemessene Sprosslängen

als auf der ungezäunten Fläche. Seit dem Jahr 2002 nimmt der Deckungsgrad der Drahtschmiele kontinuierlich zu. Dies bleibt nicht ohne Einfluss auf die vormalig reichlich vorhandene Kiefern-Naturverjüngung, die seit dem Jahr 2000 eine stetig abnehmende Tendenz in Stückzahl und Deckungsgrad aufweist. Die Drahtschmiele auf der Fläche Neusorgefeld (1205) weist auf der gezäunten und der ungezäunten Fläche ähnliche Tendenzen auf. Bei über die letzten Aufnahmejahre leicht zunehmenden Deckungsprozenten zeigt sich im Jahr 2003 ein deutlicher Einbruch. Auf diesen wird noch an späterer Stelle eingegangen. Die Sprosslängen der beiden Flächen unterscheiden sich nur wenig, dennoch weist wiederum die gezäunte Fläche höhere Werte auf. Deutlicher ist dieser Effekt bei *Vaccinium myrtillus* zu beobachten. In der Entwicklung des Deckungsgrades lässt sich

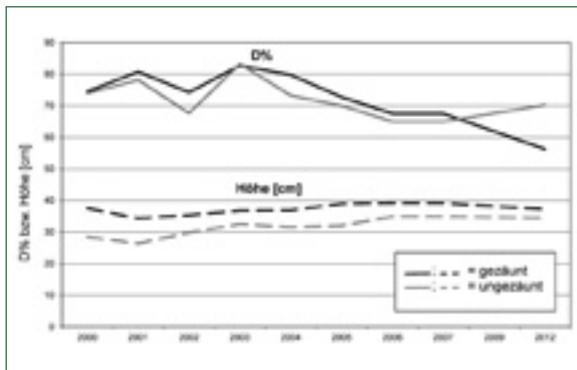


Abb. 4-1 Natteheide (1201).

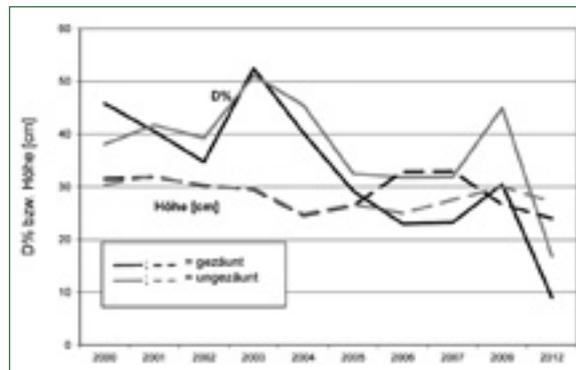


Abb. 4-2 Beerenbusch (1202).

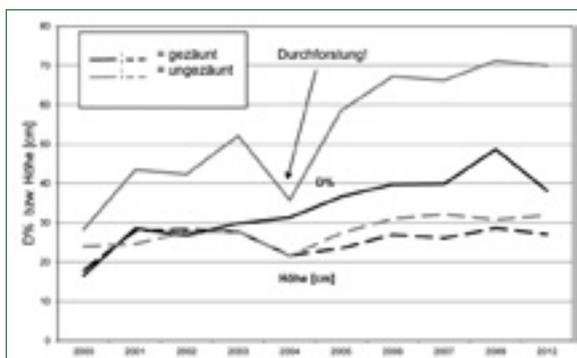


Abb. 4-3 Kienhorst (1203).

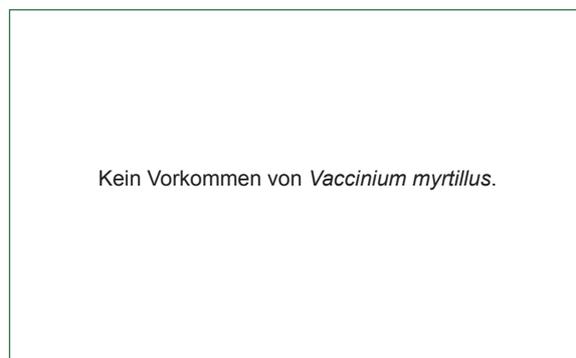


Abb. 4-4 Weitzgrund (1204).

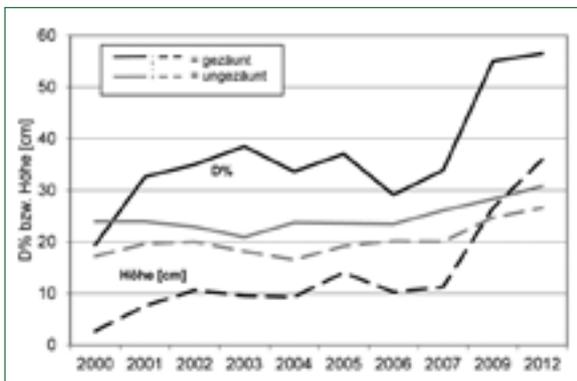


Abb. 4-5 Neusorgefeld (1205).

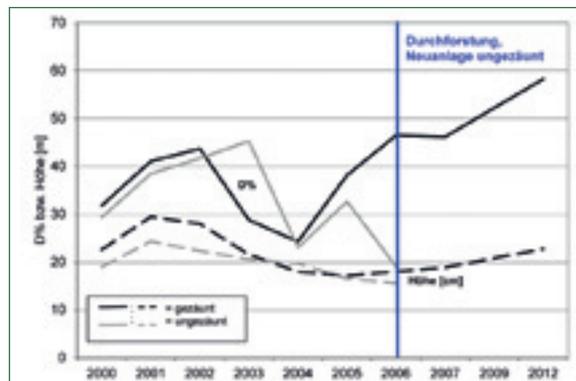


Abb. 4-6 Schwenow (1206).

Abb. 4-1 bis 4-6: Entwicklung von *Vaccinium myrtillus* in den 1m²-Rastern.

bei der Blaubeere eine deutliche Zunahme auf beiden Flächen feststellen. Auf der Fläche Schwenow (1206) zeigt die Drahtschmiele, wie schon auf anderen Flächen beobachtet, eine deutliche abnehmende Tendenz im Deckungsgrad. Die Höhenentwicklung ist seit dem Trockenjahr 2003 auf beiden Flächen nicht mehr signifikant unterschiedlich, in den Jahren zuvor ist der bereits festgestellte Trend zu größeren Höhen innerhalb des Zaunes jedoch nachweisbar. Das Deckungsprozent der Blaubeere ist im Mittel der letzten Aufnahmejahre leicht gestiegen, weist durchforstungsbedingt im Jahr 2004 einen starken Rückgang um ca. 20 % auf, erholt sich jedoch ähnlich wie auf der ungezäunten Dauerbeobachtungsfläche Kienhorst (1203) wieder rasch. Auch bei der Blaubeere ist seit dem Jahr 2003 die Höhenentwicklung auf beiden Flächen nahezu gleich.

3.1.1 Zusammenfassung der 1m²-Raster Auswertung

Einen Überblick über die Entwicklung des Deckungsgrades von *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* in den letzten Aufnahmejahren gibt Tabelle 4.

Differenzen unter 5 % im Deckungsgrad wurden nicht gewertet, ein „+“-Symbol bedeutet Zunahme bis 10 %, „++“ Zunahme 10 bis 20 % und „+++“ bedeutet Zunahme über 20 %. Analog dazu zeigt das „-“-Zeichen eine Abnahme im Deckungsgrad an. Keine Veränderungen werden durch „+/-“ symbolisiert.

Von den sechs Dauerbeobachtungsflächen zeigen die Flächen Kienhorst (1203), Weitzgrund (1204) und Schwenow (1206) deutliche Tendenzen auf. In Kien-

Tab. 4: Deckungsgradentwicklung auf den 1 m²-Rastern.

DBF	D% <i>Deschampsia flexuosa</i>	D% <i>Vaccinium myrtillus</i>
Natteheide (1201) gezäunt	+/-	--
Natteheide (1201) ungezäunt	+/-	+/-
Beerenbusch (1202) gezäunt	+/-	---
Beerenbusch (1202) ungezäunt	+/-	---
Kienhorst (1203) gezäunt	---	+++
Kienhorst (1203) ungezäunt	---	+++
Weitzgrund (1204) gezäunt	++	Kein Vorkommen
Weitzgrund (1204) ungezäunt	++	Kein Vorkommen
Neusorgefeld (1205) gezäunt	---	+++
Neusorgefeld (1205) ungezäunt	---	+++
Schwenow (1206) gezäunt	---	+++
Schwenow (1206) ungezäunt	---	k. A.

horst (1203) nimmt der Deckungsgrad von *Vaccinium myrtillus* deutlich zu, gleichzeitig geht das Deckungsprozent von *Deschampsia flexuosa* zurück. Dies deutet auf eine Verschiebung des Oberbodenzustandes in Richtung saurerer pH-Werte. Da diese Vorgänge sowohl auf der gezäunten als auch auf der ungezäunten Fläche stattfinden, kann der Wildeinfluss ausgeschlossen werden. Eine weitere Ursache könnte die Beeinflussung der Drahtschmiele durch das Trockenjahr 2003 sein.

Auf der Fläche Weitzgrund (1204) steigt der Deckungsprozent von *Deschampsia flexuosa* kontinuierlich an, die Fläche vergrast. Dies könnte auf eine Regeneration der Zustands-Standortseigenschaften deuten, da der Oberbodenzustand in der Vergangenheit vor allem durch militärische Nutzung und daraus resultierenden Bränden degeneriert war. Verhagerungszeiger finden sich aktuell noch in der Moosschicht, beispielhaft sind *Dicranum scoparium* und *Leucobryum glaucum* zu nennen.

In Schwenow (1206) nimmt die Drahtschmiele auf der gezäunten Fläche sehr deutlich zu, auf der ungezäunten Fläche deutlich ab. Da das Trockenjahr 2003 und die Durchforstung zeitlich zusammenfallen, lässt sich die Ursache noch nicht eindeutig ermitteln. Hier können nur die zukünftigen Vegetationsaufnahmen zeigen, ob der Rückgang des Deckungsgrades dauerhaft ist.

In einer weiteren Analyse wurde untersucht, ob sich über alle sechs Flächen hinweg gemeinsame Tendenzen aufzeigen lassen. Die Ergebnisse veranschaulichen die Abbildungen 5-1 bis 5-4.

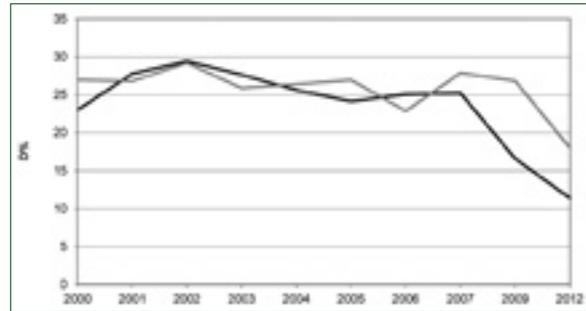


Abb. 5-1 : Deckungsprozent von *Deschampsia flexuosa*.

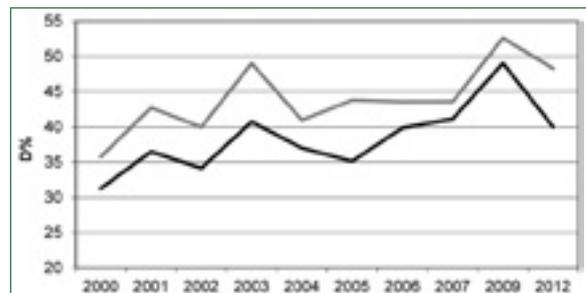


Abb. 5-2 : Deckungsprozent von *Vaccinium myrtillus*.

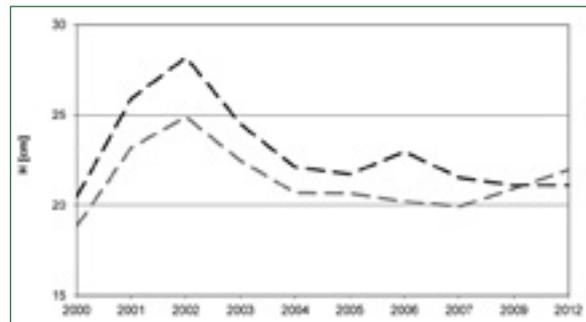


Abb. 5-3: Höhenentwicklung von *Deschampsia flexuosa*.

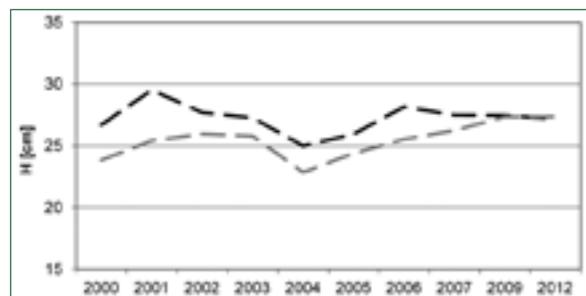


Abb. 5-4: Höhenentwicklung von *Vaccinium myrtillus*.

Abb. 5-1 bis 5-4: Entwicklungstendenzen von *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* für Deckungsprozent und Sproßlänge.

Während sich für die Deckungsgrade von *Deschampsia flexuosa* und *Vaccinium myrtillus* zusammenfassend keine klaren Tendenzen ermitteln lassen, ergibt sich für die Entwicklung der Sproßlänge bei beiden Arten ein eindeutiger Trend. Nach einem Höhepunkt der Sproßlängenentwicklung in den Jahren 2001 und 2002 erfolgt 2003 ein deutlicher Abfall. Die Sproßlängenentwicklung steht dabei im unmittelbaren Zusammenhang mit den Niederschlägen, wie die Abb. 6 für

Deschampsia flexuosa verdeutlicht. Dass sich nach dem Trockenjahr 2003 zum heutigen Zeitpunkt noch keine Erholung der Höhenentwicklung eingestellt hat, kann mit weiteren Trockenjahren und dem dadurch bedingten Absterben unterirdischer Wurzelmasse erklärt werden. Die Annäherung der Höhenentwicklung zwischen gezäunter und ungezäunter Aufnahmefläche in den Jahren 2009 und 2012 ist durch vermehrten Lichteinfall durch stattgefundene Durchforstungen der ungezäunten Flächen zu erklären (Beerenbusch (1202) und Kienhorst (1203)).

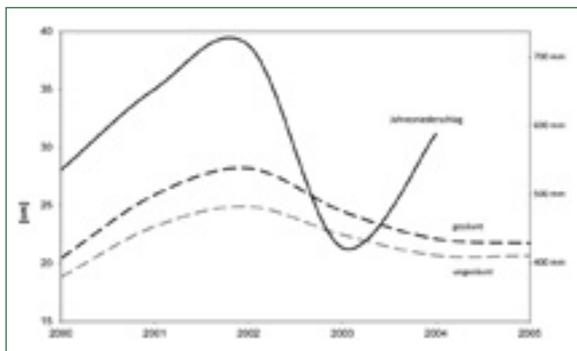


Abb. 6: Zusammenhang zwischen Niederschlag und Sproßlängenentwicklung von *Deschampsia flexuosa*.

Den Abbildungen 5 und 6 ist auch der Einfluss des Wildverbisses auf die Höhenentwicklung zu entnehmen, wobei sich dieser in niederschlagsreichen Jahren stärker auswirkt als in niederschlagsärmeren Perioden. Auf den Deckungsgrad hat der Verbiss bei *Deschampsia flexuosa* keinen, bei *Vaccinium myrtillus* nur einen geringen Einfluss. Dies steht im Gegensatz zu den Beobachtungen von OHEIMB et al. (2002) bei *Fagus sylvatica*. Dort ging in den gezäunten Flächen der Deckungsgrad der Grasarten signifikant zurück, derweil der Anteil krautiger Arten anstieg.

Dass der Einfluss des Wildes auf den Deckungsgrad der Gehölzarten-Verjüngung einen wesentlich stärkeren Einfluss hat, wird in der Auswertung der Biotoptypen-Kartierung deutlich, siehe dazu Kapitel 2.3.

3.2 Trockensubstanzvorräte der Bodenvegetation

Die Ergebnisse der 1 m²-Raster-Aufnahmen auf den 400 m² Vegetationsaufnahmeflächen ermöglichen die Schätzung der durch die Bodenvegetation erzeugten oberirdischen Trockensubstanz und der Elementvorräte. Die Berechnungen erfolgten mit dem Modell von BOLTE (1999) und dem von ihm entwickelten Programm „Phytocalc“.

Die einzelnen Arten gehen mit ihrem Deckungsgrad, der gemessenen Sproßlänge und einem artspezifischen Regressionskoeffizienten in das Modell ein. Um zu klären, welche Arten der Bodenvegetation die Bildung von Trockensubstanz auf den Level-II-Flächen am stärksten beeinflussen, wurde eine Modell-Fläche berechnet. Dazu wurden die jeweils fünf häufigsten gefundenen Arten der Kraut- und Moosschicht mit jeweils gleichen Parametern in das Modell eingebracht. Die Ergebnisse zeigt Abb. 7.

In der Krautschicht wirkt sich das Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* am stärksten auf die Bildung der Trockensubstanzvorräte aus, gefolgt von *Deschampsia flexuosa*. Auf diesen Effekt weisen auch schon BOLTE et al. hin (2001). In der Moosschicht gehen die Polstermoose wie z. B. *Hypnum cupressiforme* stärker in die Berechnung ein als die Rasenmoose wie *Pleurozium schreberi*. Insgesamt trägt die Moosschicht im Vergleich zur Krautschicht wesentlich stärker zur Bildung von Trockensubstanz- und Elementvorräten bei, das Verhältnis beträgt nahezu $\frac{3}{4}$ zu $\frac{1}{4}$.

Die ermittelten durchschnittlichen Werte der gezäunten Flächen für die Jahre 1999 bis 2005 liegen im Bereich von 1,59 t/ha/a bis zu 4,25 t/ha/a. Die Ergebnisse veranschaulicht die Abb. 8.

Die höchsten Werte von bis zu 4,53 t/ha im Jahr 2002 erzielt die Fläche Natteheide (1201). Dies ist auf die hier vorherrschende *Vaccinium myrtillus* zurückzuführen. Im Umkehrschluß zeigt die Fläche Weitzgrund

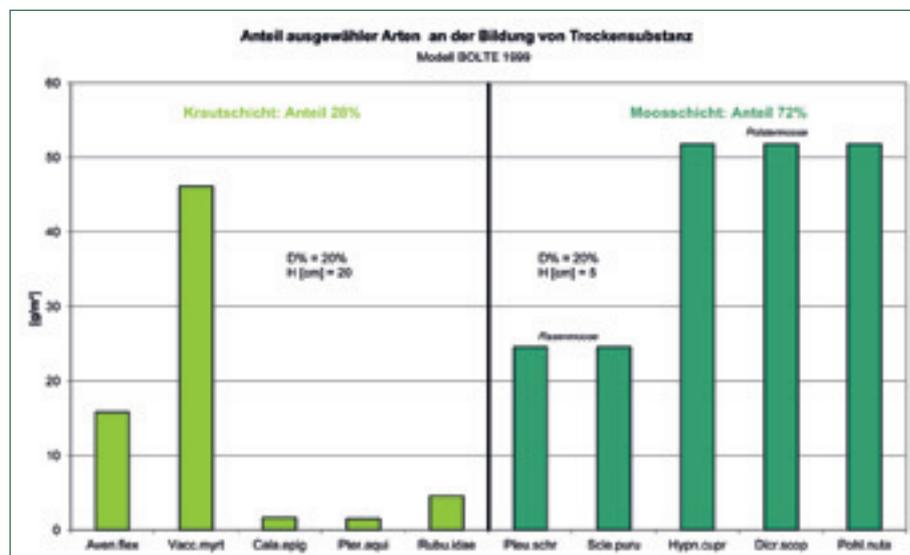


Abb. 7: Anteil ausgewählter Arten an der Bildung von Trockensubstanz nach dem Modell BOLTE (1999).

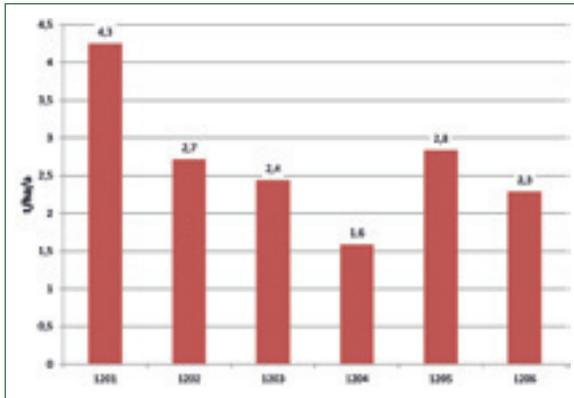


Abb. 8: Durchschnittliche Trockensubstanzvorräte der Bodenvegetation auf Level II DBF (ohne Verjüngung der Baumarten).

(1204) die niedrigsten Werte, da hier keine *Vaccinium myrtillus* vorkommt und die Mooschicht geringere Deckungsprozentage aufweist. Die Werte der vier weiteren Flächen schwanken um im Schnitt 2,6 t/ha/a. Eine Übersicht über die durchschnittlichen Elementgehalte der letzten 6 Jahre gibt Tabelle 5.

Tab. 5: Durchschnittliche Elementvorräte der Bodenvegetation auf den gezäunten Level II Dauerbeobachtungsflächen.

DBF Mittel [g/m ² /a]	C	N	K	Mg	P	S
Natteheide (1201)	211,1	5,6	2,3	0,6	0,4	0,7
Beerenbusch (1202)	126,1	3,6	1,6	0,3	0,3	0,4
Kienhorst(1203)	117,0	3,6	2,0	0,3	0,3	0,4
Weitzgrund (1204)	78,4	2,5	1,3	0,1	0,2	0,2
Neusorgefeld (1205)	116,7	3,5	1,8	0,3	0,3	0,4
Schwenow (1206)	107,6	3,2	1,4	0,3	0,2	0,3

In der Entwicklung der Trockensubstanzvorräte über die letzten sieben Aufnahmejahre ist im Mittel eine leicht abnehmende Tendenz zu erkennen (Abb. 9).

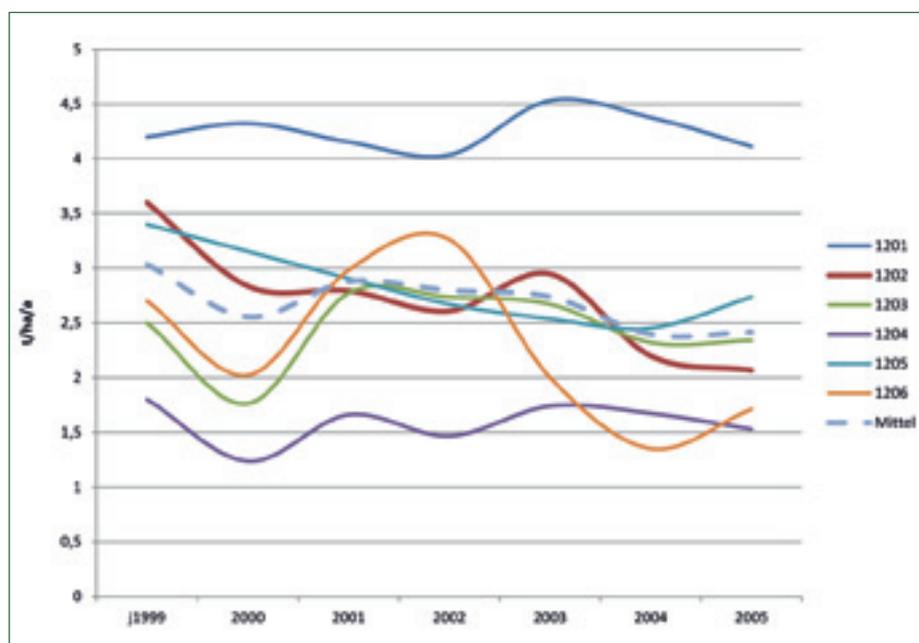


Abb. 9: Entwicklung der Trockensubstanz-Vorräte der Bodenvegetation.

Hier liegt wahrscheinlich ein Ursachenkomplex zugrunde. Ein Grund ist der Rückgang der Sprosslängen zum Ende des Untersuchungszeitraumes bedingt durch das Trockenjahr 2003. Die Durchforstung auf der Fläche Schwenow (1206) verstärkt diesen Effekt (Abb. 9).

Zusätzlich wirkt sich die Entwicklung des Unterstandes aus Baum- und Straucharten zunehmend negativ auf die Entwicklung der Bodenvegetation aus. Am stärksten ist dieser Effekt an der Fläche Beerenbusch (1202) zu beobachten.

3.3 Entwicklung des Biototypencodes

Als wesentliches Merkmal der Biotopkartierung wird bei der jährlichen Kartierung der Brandenburger Level II Dauerbeobachtungsflächen der Biototypencode erfasst. Die Herleitung des Biotopcodes erfolgt nach der Brandenburger Biotop-Kartieranleitung (LUA 2004).

Der Biototypencode setzt sich für die Forsten aus einer Verschlüsselung der einzelnen Baumarten im jeweiligen Biotop zusammen. Er berücksichtigt dabei Baumarten in allen Schichten ab einem relativen Anteil von 10 %. In der Praxis werden zur Ermittlung des Biototypencodes der Forsten die Deckungsgrade der Baum-, Strauch- und Krautschicht addiert und zur Gesamtsumme in Relation gesetzt. Baumartenverjüngung in der Krautschicht geht nur in den Biototypencode ein wenn sie in ihrem Fortkommen gesichert ist, sei es durch die aktuelle Wuchshöhe oder Schutzmaßnahmen. Sind zur Hauptbaumart des Biotops Baumarten mit Anteilen von 10 bis 30 % beigemischt, werden sie als Nebenbaumarten aufgeführt, übersteigt ihr Anteil 30 %, werden sie zu Mischbaumarten.

Die Entwicklung der Biototypencodes auf den ungezäunten Dauerbeobachtungsflächen zeigt Abb. 10, die der gezäunten Flächen Abb. 11.

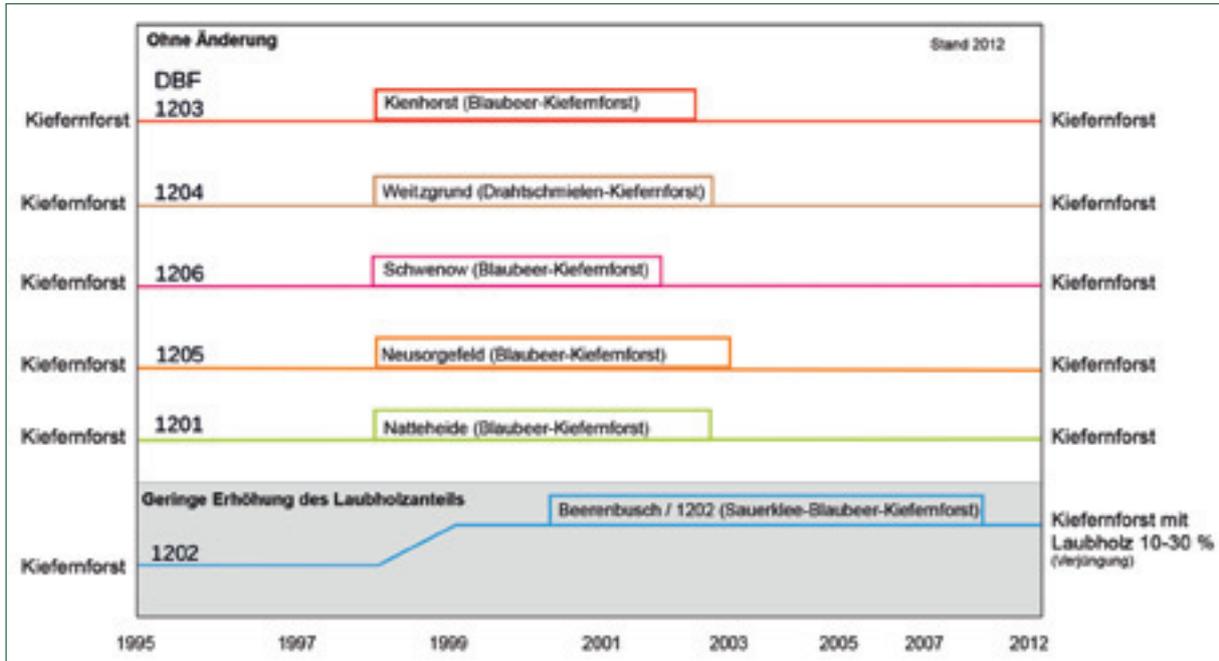


Abb. 10: Entwicklung der Biotypen auf den ungezäunten Dauerbeobachtungsflächen.

Während auf den gezäunten Flächen fünf von sechs Flächen eine Erhöhung des Laubholzanteils zeigen, darunter vier Flächen eine deutliche Erhöhung, ist auf den ungezäunten Flächen lediglich auf der Fläche 1202 Beerenbusch eine geringe Anreicherung des Laubholzanteils festzustellen. Dies ist im Wesentlichen auf die Erhöhung der Deckungsprozentos einzelner großkroniger Rotbuchen im Unterstand zurückzuführen, nicht auf eine Erhöhung der absoluten Pflanzenzahlen in der Verjüngung.

Während auf der Fläche Beerenbusch (1202) hauptsächlich *Betula pendula* und *Fagus sylvatica* an der

Sukzession beteiligt sind, ist auf den Flächen Natteheide (1201), Neusorgefeld (1205) und Schwenow (1206) vor allem *Quercus petraea*, teilweise auch *Quercus robur*, in der Verjüngung dominant. Auf der Fläche Natteheide (1201) vollzieht sich die langfristige Annäherung an den natürlicherweise vorkommenden Blaubeer-Traubeneichen-Buchen-Wald über ein Zwischenwald-Stadium mit Trauben-Eiche, vergleiche dazu Tabelle 1.

Die Fläche Kienhorst (1203) zeigt bisher keine Erhöhung des Laubholzanteils auf der gezäunten Fläche. Diese Fläche liegt inmitten großflächiger Kiefern-Reinbestände, hier könnte das Fehlen geeigneter Laub-

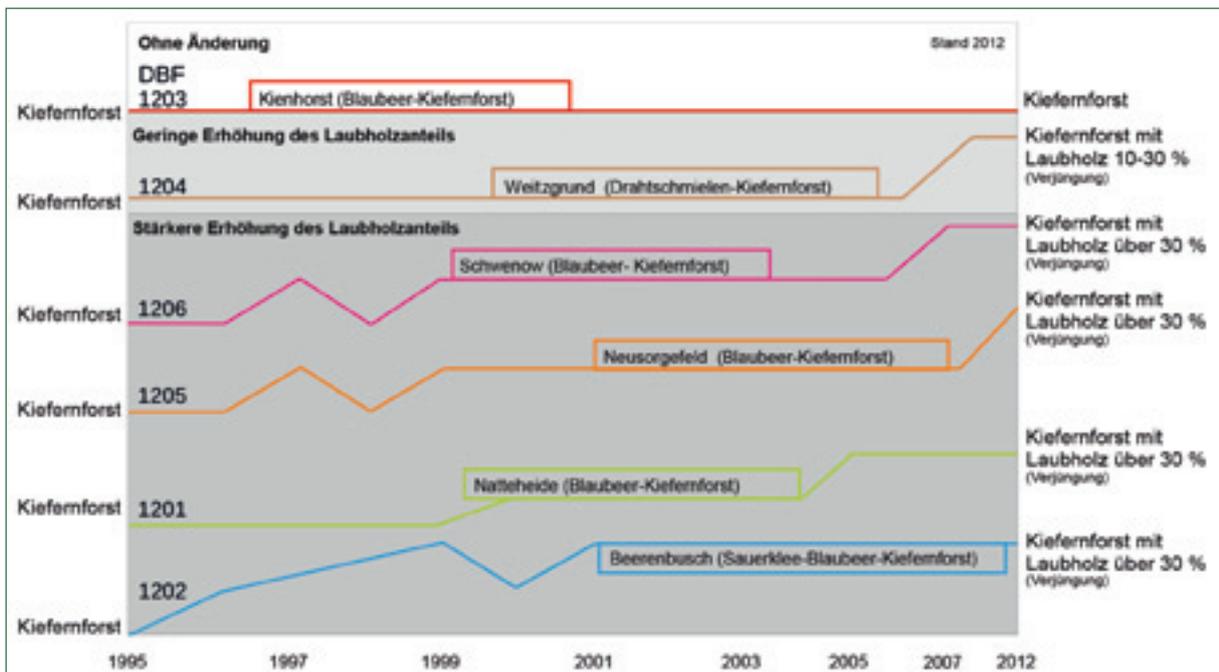


Abb. 11: Entwicklung der Biotypen auf den gezäunten Vergleichsflächen.

holz-Saatbäume eine Rolle spielen. Auf der Fläche Weitzgrund (1204) verhindert der verhärtete Oberbodenzustand und die zunehmende Vergrasung eine Laubholz-Verjüngung, zudem ist diese Fläche hinsichtlich der Feuchtigkeitsverhältnisse als trockenste der sechs Flächen einzustufen. Trotz dieser ungünstigen Voraussetzungen wechselte die Fläche 2007 in die Kategorie „geringe Erhöhung des Laubholzanteils“, im Jahr 2005 konnte die erste Rotbuchen-Naturverjüngung auf der gezäunten 2.500 m² Aufnahme- fläche gefunden werden. In den beiden zuletzt genannten Fällen ist auf der 2.500 m² großen Fläche vereinzelt Naturverjüngung von Laubholzarten zu beobachten, die Sukzession läuft auf diesen Flächen langsamer ab.

4 Schlussfolgerungen

Fünf von sechs ungezäunten Flächen verharren seit 14 Jahren in einem wildbedingten „Status quo“, während sich der überwiegende Teil der gezäunten Flächen sukzessive an die natürliche Waldgesellschaft annähert (siehe Tabelle 1). Diese Situation dürfte typisch für die überwiegende Zahl der brandenburgischen Kiefern-Reinbestände mit ähnlichen Ausgangsbedingungen sein. Allein durch eine Zäunung wird bewirkt, dass sich mäßig naturnahe Kiefernforsten in Richtung einer höheren Naturnähe entwickeln. Auch wenn an dieser Stelle keine Einschätzung hinsichtlich der Übernahmewürdigkeit des sich entwickelnden Laubholz-Unterstandes gegeben wird, kann doch gefolgert werden, dass sich Maßnahmen zu Vor- und Unterbau durch die Nutzung der nachgewiesenen natürlichen Potenziale weiter extensivieren ließen. Da kostenintensiver Zaunbau nicht mehr zeitgemäß ist, muss weiter auf eine waldverträgliche Schalenwild-dichte, auch über alle Wald-Eigentumsformen hinweg, hingearbeitet werden.

5 Literatur

ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; HOFMANN, G.; JENSEN, M.; KRAKAU, U.-K.; MÜLLER, J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands

BOLTE, A.; LESSNER, C.; MÜLLER, J.; KALLWEIT, R. (2001): Zur Rolle der Bodenvegetation im Stoff- und Wasserhaushalt von Kiefernökosystemen – Level II-Untersu-

chungen in Brandenburg. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: 26-29

BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora – Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. Forstwiss. Beiträge Tharandt/ Contributions to Forest science 7, Stuttgart, 285 S.

HERPEL, J.; HEINZE, M.; FIEDLER, H.-J. (1995): Veränderung von Boden und Vegetation in Kiefernbeständen der Dübener Heide zwischen 1966 und 1990. Archiv für Natur und Landschaft 34: 17-41

HOFMANN, G. (1995): Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ/Der Wald, a. a. O. Sonderheft

Landesanstalt für Großschutzgebiete (LAGS) u. Landesforstanstalt Eberswalde (LFE) [Hrsg.] (1999): Flächendeckende Waldbiotopkartierung im Land Brandenburg – Kartieranleitung und Anlagen. Eberswalde

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz [Hrsg.] (2004): Biotopkartierung Brandenburg, Band I, Kartieranleitung

OHEIMB, G. V.; KRIEBITZSCH, W. U.; ELLENBERG jun., H. (2002): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichspaaren. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 174: S. 1-7

STROHBACH, B.; EINERT, P. (2001): Charakterisierung von Kiefernreinbeständen (Level II) Brandenburgs nach den Lösungskonzentrationen der Niederschläge und Sickerwässer. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 35: S. 45-48

UN-ECE (2004): International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. United nations economic commission for Europe, Convention on long-range transboundary air pollution. With eleven parts (<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>).

„Daten unter die Leute bringen“: Dokumentation, Datenfreigabe und zielgruppen- gerechte Präsentation von Ergebnissen der Forstlichen Umweltkontrolle

JAN ENGEL

1 Einleitung

Die „*Information ist die Währung der Demokratie*“, so der Ausspruch von Thomas Jefferson (1743 – 1826) dem 3. Präsidenten der Vereinigten Staaten von Amerika und Verfasser der Unabhängigkeitserklärung. Zwei Jahrhunderte später bemerkte Rudolf Augstein (1923 – 2002), Journalist und Herausgeber des Nachrichtenmagazins „Der Spiegel“: „*Die Zahl derer, die durch zu viele Informationen nicht mehr informiert sind, wächst.*“ Aufmerksamkeit und Merkfähigkeit des Menschen ermöglichen nur eine begrenzte Menge an Aufmerksamkeit und diese konkurriert mit Bedürfnissen und Interessen sowie Reizen, zeitlichen, intellektuellen und technischen Ressourcen.



Abb. 1: Konfliktfeld beim Umgang mit forstlichen Umweltdaten: Das Schweigen im Walde oder ein offener Blick in die Karten?



Der Übergang von der Dienstleistungs- in die Informationsgesellschaft als Begriff eines „*fortgeschrittenen Entwicklungsstadiums von Wirtschaft und Gesellschaft, in dem die Informations- und Kommunikationsdienstleistungen im Vergleich zur industriellen Warenproduktion, aber auch zu den traditionellen Dienstleistungen*

(v. a. *Handel und Verkehr*) zentrale Bedeutung gewonnen haben“¹ ist in vollem Gange.

Informations- und Kommunikationstechnologien durchdringen alle Lebensbereiche und prägen soziale Strukturen und gesellschaftliche Leitbilder. Im Jahr 2013 wurde auf der Hannover-Messe die nationale Plattform „*Industrie 4.0*“ gegründet und ist nicht erst seitdem ein Zeichen für die bereits nächste technische, industrielle und gesellschaftlichen Umwälzung, in der nun reale und virtuelle Welt endgültig miteinander verknüpft werden.

Die Anbieter forstlicher Umweltdaten stehen so vor dem Paradoxon eines Überschusses an Informationsangeboten und Wissensdefiziten mit dem gleichzeitigen Zwang zur Buhlerei um Aufmerksamkeit um die begrenzte Ressource menschlicher Anteilnahme zu immer mehr Information und immer weniger Aufmerksamkeit. Aus diesem Dilemma gibt es scheinbar kein Entrinnen, weder wird die Welt weniger komplex noch wird die Informationsflut abebben oder gar die Aufmerksamkeit gesteigert werden können (vgl. auch KALLWEIT, 2013).

2 Alles ist öffentlich, was nicht ausdrücklich als geheim gekennzeichnet ist

Spätestens mit Eintritt in das Informationszeitalter erstarkten gesellschaftlich-politische Forderungen zur Transparenz und Offenlegung von Daten, Forschungsergebnissen und Informationen, die hinsichtlich der hier betrachteten Daten den Ausgangspunkt mit dem Umweltinformationsgesetz 1994 fand. Dieses setzte eine EU-Richtlinie über den Freien Daten-Zugang von 1990 um. Erst 2004 macht es die aktive Unterrichtung der Öffentlichkeit über die Umwelt zur Pflichtaufgabe „*informationspflichtiger*“, also i. d. R. staatlicher Stellen. Dazu wurde in Umsetzung der Aarhus-Konvention am 28. Januar 2003 die weitergehende Richtlinie 2003/4/EG (ABl. L Nr. 41 vom 14. Februar 2003, S. 26) erlassen, die die Richtlinie 90/313/EWG ablöste. Zur Umsetzung wurde in Deutschland ein neues Umweltinformationsgesetz verabschiedet, welches zum 14. Februar 2005 in Kraft trat. Dieses gilt nun nur noch für informationspflichtige Stellen des Bundes und bundsunmittelbare juristische Personen des öffentlichen Rechts:

¹ URL: <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Definition/informationsgesellschaft.html> Zugriff am 01.09.2016.

Umweltinformationsgesetz (UIG) der Bundesrepublik Deutschland
Das Gesetz wurde als Artikel 1 des Gesetzes vom 22.12.2004 I 3704 vom Bundestag beschlossen. Es ist gem. Art. 9 Abs. 1 am 14.2.2005 in Kraft getreten.

Abschnitt 1
Allgemeine Vorschriften

§ 1
Zweck des Gesetzes; Anwendungsbereich
(1) Zweck dieses Gesetzes ist es, den rechtlichen Rahmen für **den freien Zugang zu Umweltinformationen** bei informationspflichtigen Stellen sowie für die **Verbreitung dieser Umweltinformationen** zu schaffen.

(2) Dieses Gesetz gilt für informationspflichtige Stellen des Bundes und der bundesunmittelbaren juristischen Personen des öffentlichen Rechts. [...]

Der Bundesgesetzgeber war der Auffassung, dass er für die Ansprüche im Bereich der Länder nicht mehr zuständig sei. Die Informationspflicht der Behörden und sonstiger Stellen der Länder und Kommunen ist, wie für Brandenburg, in entsprechenden Landesgesetzen geregelt.

Umweltinformationsgesetz des Landes Brandenburg (BbgUIG) vom 26. März 2007 (GVBl.I/07, [Nr. 06], S.74) zuletzt geändert durch Gesetz vom 1. Juli 2015 (GVBl.I/15, [Nr. 19])

Der Landtag hat das folgende Gesetz beschlossen:

§ 1
Anwendung des Umweltinformationsgesetzes des Bundes
Für den Zugang zu Umweltinformationen und für die aktive Verbreitung von Umweltinformationen sowie für die Begriffsbestimmungen gelten mit Ausnahme des § 6 Abs. 1 und 2 sowie der §§ 11 bis 14 die bundesrechtlichen Vorschriften des Umweltinformationsgesetzes vom 22. Dezember 2004 (BGBl. I S. 3704) in der jeweils geltenden Fassung entsprechend, soweit die folgenden Vorschriften keine abweichenden Regelungen treffen.

§ 2
Informationspflichtige Stellen
(1) Informationspflichtige Stellen sind **Behörden, Einrichtungen und Betriebe des Landes**, der Gemeinden oder der Gemeindeverbände sowie sonstige Stellen der öffentlichen Verwaltung.
[...]

§ 7
Unterstützung des Zugangs zu Umweltinformationen
(1) **Die informationspflichtigen Stellen ergreifen Maßnahmen, um den Zugang zu den bei ihnen verfügbaren Umweltinformationen zu erleichtern. Zu diesem Zweck wirken sie darauf hin, dass Umweltinformationen, über die sie verfügen, zunehmend in elektronischen Datenbanken oder in sonstigen Formaten gespeichert werden, die über Mittel der elektronischen Kommunikation abrufbar sind.**

Für öffentliche Einrichtungen gilt aber auch ohne konkrete Nachfragen im Rahmen des Umweltinformationsgesetzes die Pflicht zur Information der Öffentlichkeit, wie es z. B. im Haus-Erlass 2/16 („Erläss Öffentlichkeitsarbeit“) des Brandenburgischen Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) und damit auch für den nachgeordneten Landesbetrieb Forst Brandenburg (LFB) formuliert ist:

„**Öffentliche Verwaltungen sind verpflichten Informationen und Serviceangebote bürgernah und bürgerfreundlich zur Verfügung zu stellen. Grundlage Öffentlichkeitsarbeit von Verwaltungen sind neben dem allgemeinen Medienrecht auf der Landesebene insbesondere das Landespressegesetz und die Landeshaushaltsordnung.**“



Abb. 2: Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg: Grundlage der Arbeit für den Landesbetrieb Forst Brandenburg.

Der Anspruch des Landes Brandenburg und seiner Forstverwaltung, den Zugang zu Daten und Informationen des Wald-Monitorings zu vereinfachen, die Ergebnisse in der Öffentlichkeit zu verbreiten und das bisher Erreichte längerfristig zu sichern ist also kein Selbstzweck, sondern Pflichtaufgabe. So hat das Landeskompentenzentrum Forst Eberswalde (LFE) im Jahr 2011 vom zuständigen Fachministerium den Auftrag erhalten, eine „Wald-Monitoring-Konzeption“ zu erarbeiten, welche inzwischen als Band 57 der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe (Abb. 2) vorliegt und inhaltlich die Grundlage für die öffentliche Bereitstellung der erhobenen Daten ist (MLUL, 2014).

Wird das Umweltinformationsgesetz in Anspruch genommen?

Die Ergebnisse einer Studie² des Unabhängigen Instituts für Umweltfragen e. V. sind ernüchternd. Während 2008 von 178 Anfragen etwa 40 % der Anfragen vollständig beantwortet wurden, lag die Quote 2013 bei 205 Anfragen bei nur noch 24,3 %. In 3/4 der Fälle sind die Bürgeranfragen unbeantwortet oder unvollständig beantwortet geblieben. Das verweist auf ein starkes Vollzugsdefizit sowohl bei öffentlichen als auch bei privaten informationspflichtigen Stellen. In 55 Fällen erhielten die Antragsteller 2013 überhaupt keine Antworten. 51 der 205 Anfragen wurden abgelehnt, obwohl

² Studie des Unabhängigen Instituts für Umweltfragen e. V.:
URL: http://www.ufu.de/media/content/files/Fachgebiete/Umweltrecht/Publikationen/Hintergrundpapier_Zusammenfassung_UIG-Studie2013.pdf, Zugriff am 01.07.2016.

andere informationspflichtige Stellen, die die gleichen Fragen erhielten, sich ohne weiteres zuständig sahen [...]. Die Anfragen richteten sich an alle Ebenen des Verwaltungsvollzugs und alle Bundesländer. In der Untersuchung sind 40 Bundesbehörden sowie 30 Landesbehörden bzw. Regierungsbezirke bundesweit angeschrieben worden. 59 Anfragen gingen an städtische informationspflichtige Stellen und 76 an private Stellen.

3 Umwelt- (Wald)informationen: woher?

Interessant ist, dass sich der Gesetzgeber wesentlich schwerer tut, die Pflicht zur Erhebung von Umweltinformationen über den Wald zu etablieren. Zugang heißt zunächst Datenerhebung. Dazu wurde im BWaldG erst mit der Neufassung des § 41a (10-jährige Großrauminventuren, „Bundeswaldinventur“) im Jahr 2010 eine Grundlage geschaffen, mit der die Möglichkeit eröffnet wird, eine Rechtsverordnung zur Legalisierung der seit 1984 (Bundesrepublik Deutschland) bzw. 1986 (DDR) im Rahmen der UNECE Konvention zu grenzüberschreitenden Luftschadstoffen bestehenden Waldzustandsüberwachung, der BZE und des Level II Programms zu erlassen.

Zum Waldzustand besteht laut Waldgesetz des Landes Brandenburg LWaldG § 30 (4) der gesetzliche Auftrag, jährlich die Öffentlichkeit zu informieren. Das ist ein spätes Ergebnis der Waldsterben-Debatte der 1980er Jahre. Trotz des – zum Glück bisher – ausgebliebenen Waldsterbens sollten wir das auch tun, ohne dabei immer Aufmerksamkeit erregen zu wollen und zu können.

Die Öffentlichkeit soll nach KALLWEIT (2013) erfahren:

- es wird von Amts wegen der Waldzustand überwacht,
- es gibt aktuell folgende Auffälligkeiten oder auch keine Probleme,
- die Zeitreihe weist (k)eine Tendenz aus, die Handlungen erfordert,
- die politischen Ziele zur Steuerung der Waldentwicklung werden (nicht) erfüllt,
- wo und wie die Daten erreichbar sind.

Die Themenkombination WALD-UMWELT erzeugt über die Einflussgröße GEFÄHRDUNG Betroffenheit und ist daher ein guter Kanal, die Leistungen von Forstwirtschaft und Forstwissenschaft generell in die Öffentlichkeit zu transportieren.

Sonstige „öffentlich erhobenen“ Walddaten wie Wirtschafts- oder Inventurdaten aus Staatsforstbetrieben oder dem Privatwald (z. B. GIS Projekte zu Forstwegen) liegen dabei in einem Spannungsfeld zwischen dem Recht auf Veröffentlichung und dem Schutz wirtschaftlicher und privater Informationen (Datenschutz).

Wer die Kompetenz hat, ausgewertete und interpretierte Ergebnisse aus der öffentlichen (z. B. universitären) Waldforschung, welche über gesammelte Rohdaten hinausgehen, zu verwenden findet sich u. a. in einem



Abb. 3: Wenn Daten den Kopf vernebeln: Neun Stunden am Tag sind die Deutschen auf Informationssuche.

Foto: Getty Images/UpperCut/UpperCut. Quelle: www.welt.de

Gutachten³ der Bundesregierung bei WEGENER (2010). Darin ist vor allem das wissenschaftliche „Werk“ (Forschungsbericht, Masterarbeit, Dissertation, Gutachten, etc.) als Schutzgut beschrieben, welches nach wissenschaftlichen Regeln zitiert werden muss bzw. darf. Eine kommerzielle Nutzung schließt sich dabei aus, wobei Rohdaten auch aus solchen Werken der freien weiteren Interpretation und Nutzung unterliegen.

4 Informationsfülle: Gleichzeitigkeit von Überschuss und Mangel

Komplexität ist Merkmal der Informationsgesellschaft, denn die Komplexität führt zu Ungewissheit, daraus ergibt sich ein Gefühl der Überforderung. Das ist einer der Grundwidersprüche dieser Zeit, denn das Übermaß an Angeboten verdeckt die eigentliche Information und behindert gezielte Informationsvermittlung. Was die auslaufende Industriegesellschaft im Warenbereich mit der Überflusgesellschaft erreicht hat, hat diese so verstandene Informationsgesellschaft mit den kommunikativen Angeboten erreicht: Ein Überangebot aller möglichen kommunikativen Kategorien, das über die existentiellen Notwendigkeiten weit hinausreicht (vgl. WERSIG, 2000).

5 Nicht reagieren, sondern agieren: Wir haben eine Kommunikationsaufgabe!

Aus den vorangegangenen Rahmenbedingungen und Forderungen ergibt sich also eine klassische Kommunikationsaufgabe im Bereich der Wissenschaftskommunikation (vgl. ARETIN und WESS, 2005; ENGEL, 2012).

Eine Untersuchung im Auftrag des Deutschen Fachjournalisten-Verbandes (DFJV), der Universität Bielefeld, Institut für Wissenschafts- und Technikforschung (IWT) (PANSEGRAU, TAUBERT, WEINGART, 2011) zeigt die Ergebnisse einer Onlinebefragung: „Nach wie vor gilt in der Wissenschaft, dass die Werbung in eigener Sache zur Erwerbung medialer Prominenz geächtet, die Werbung für das eigene Fach, für den Nachwuchs und die Wissenschaft insgesamt hingegen akzeptiert wird.“ [...]

³ URL: www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/gutachten_urheberrecht_bf.pdf, Zugriff am 01.07.2016.

„Insgesamt zeigt sich, dass die befragten Wissenschaftler der Wissenschaftskommunikation positiver gegenüberstehen, als dies das traditionelle Bild des nur mit den Fachkollegen kommunizierenden, der Öffentlichkeit gegenüber abweisenden Wissenschaftlers suggeriert.“

Dabei bewegt man sich in einem bekannten Konfliktfeld, welches bereits der Soziologe und System-Theoretiker Niklas Luhmann⁴ beschreibt: „Der Wissenschaft geht es um die Wahrheit, den Massenmedien um Aufmerksamkeit.“

Dr. Carsten Könneker, Chefredakteur von „Spektrum der Wissenschaft“ fordert in einem Interview mit Michael Kraft⁵ von der Deutschen Public Relations Gesellschaft (DPRG), dass Berichterstattung über Wissenschaft sich nicht darauf beschränken dürfe, Stoff zum Staunen zu bieten oder komplexe Themen verständlich aufzubereiten. Die Journalisten sollten den Forschungsbetrieb auch kritisch begleiten und hinterfragen. Der Blick hinter die Kulissen sei für das Publikum oft mindestens genauso spannend wie das Vermelden neuer Forschungsergebnisse. Die Möglichkeiten, über Wissenschaft zu berichten, seien so vielfältig wie nie, führte Könneker aus. Umgekehrt habe die Wissenschaft ganz neue Möglichkeiten wie Blogs, Twitter oder Facebook, um über ihre Arbeit zu informieren. Der Umgang damit müsse auf beiden Seiten meist erst noch gelernt werden. „Es knirscht an allen Ecken und Enden“, sagte Könneker. „Auf den Straßen der Wissenschaftskommunikation herrscht Massenbetrieb, und das hat manchmal auch verstopfte Straßen und Unfälle zur Folge.“

Kommunikationsziel(e)

Aus den gesetzlichen und betrieblichen Anforderungen ergibt sich das Kommunikationsziel. So will KALLWEIT (2013) aus Sicht der Bearbeiter mit der online-Daten- und Ergebnispräsentation des forstlichen Monitoring den Nutzern

- 1) die Gewinnung von Erkenntnissen zum Ökosystem Wald,
- 2) die Ausübung von Kontrolle des Vollzugs des Monitoringauftrags,
- 3) die Schaffung von Transparenz, die Kommunikation mit Stakeholdern (Lernfunktion),
- 4) die Dokumentation des Erfolgs (Legitimation), den Nachweis unserer Tätigkeit

ermöglichen.

Oberziel ist es dabei, von der reinen Präsentation von Waldzustandsdaten (WZE) zu einem umfangreichen und „nachhaltigen“ Wald-Monitoring-Portal zu gelangen.

⁴ Der Autor Gábor Paál setzt sich 2014 in seinem Aufsatz in „meta-Das Magazin über Journalismus und Wissenschaft“ kritisch mit den Theorien des Soziologen Niklas Luhmann auseinander und beschreibt die Konvergenz von Wissenschaft und Journalismus. URL: <http://www.meta-magazin.org/2014/11/22/wo-niklas-luhmann-sich-verrannt-hat-2/> Zugriff am 07.08.2016.

⁵ URL: www.dprg.de/Meldungen/Das-feine-Knirschen-in-der-Wissenschaftskommunikation/761 vom 26.11.2012, Autor: Michael Kraft Zugriff am 16.05.2016.

gen. Das geschah auch hier in einem Prozess, in dem sich (Forst-)wissenschaftler (bisher) schwer getan haben, selbst erhobene – wenngleich auch durch Steuern finanziert – Daten bedingungslos Dritten zu überlassen.

Zielgruppe(n) und Umsetzung

Als Zielgruppe leitet sich aus dem Gesetzauftrag lediglich „Die Öffentlichkeit“ ab, welche bürgernah und bürgerfreundlich informiert werden soll.

Teilöffentlichkeiten für Daten des Waldmonitorings ergeben sich vor allem nach ihrer Multiplikator-Wirkung:



Abb. 4: Rangfolge der angenommenen Zielgruppen für Daten des forstlichen Umweltmonitorings.

Umsetzung

Um Störquellen bei Wahrnehmung, Informationstransport, Verfügbarkeit etc. zu minimieren, fiel auch aus Kapazitätsgründen die Entscheidung auf eine WEB-Lösung auf Basis einer SQL-Datenbank (vgl. auch BUSCH, 2001), welche von Diplom-Infom. Ralph BEITZ und Dr. Reinhard KALLWEIT entwickelt wurde.

Denn je mehr Botschaften auf uns einströmen, desto weniger Zeit steht für ihre Verarbeitung zur Verfügung, denn Aufmerksamkeit ist endlich. Dieser Flaschenhals ist das Arbeitsgedächtnis, das auch für Selbstbeherrschung und Willenskraft zuständig ist, so Ulrich SCHNABEL in der Wochenzeitung die ZEIT⁶.

www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de

Die technische Umsetzung geschah durch Nutzung einer Förderung im Rahmen von Life+ durch die Europäische Kommission im Rahmen verschiedener Programme, zuletzt mit dem Projekt „Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System (FutMon)“.

Innerhalb dieses Portals werden neben den Messdaten der Dauerbeobachtungsflächen auch periodische Monitoringberichte im pdf-Format in den Rubriken Einflussfaktoren, Zustands-/Wirkungsindikatoren und Gesellschaftliche Steuerung veröffentlicht (Abb. 6). Hier ist für die Zukunft ebenfalls eine SQL-basierte Datenbank vorgesehen.

Nutzerzahlen und Zugriffe

Für das Online-Portal haben sich im Jahr 2015 relativ gleichmäßig über die Monate verteilt rund 9.300 Nut-

⁶ ULRICH SCHNABEL: Aufmerksamkeit und Konzentration: Das Wesentliche im Blick. DIE ZEIT Nr. 18/2011, 28. April 2011. URL: <http://www.zeit.de/2011/18/Aufmerksamkeit> Zugriff am 08.09.2016.

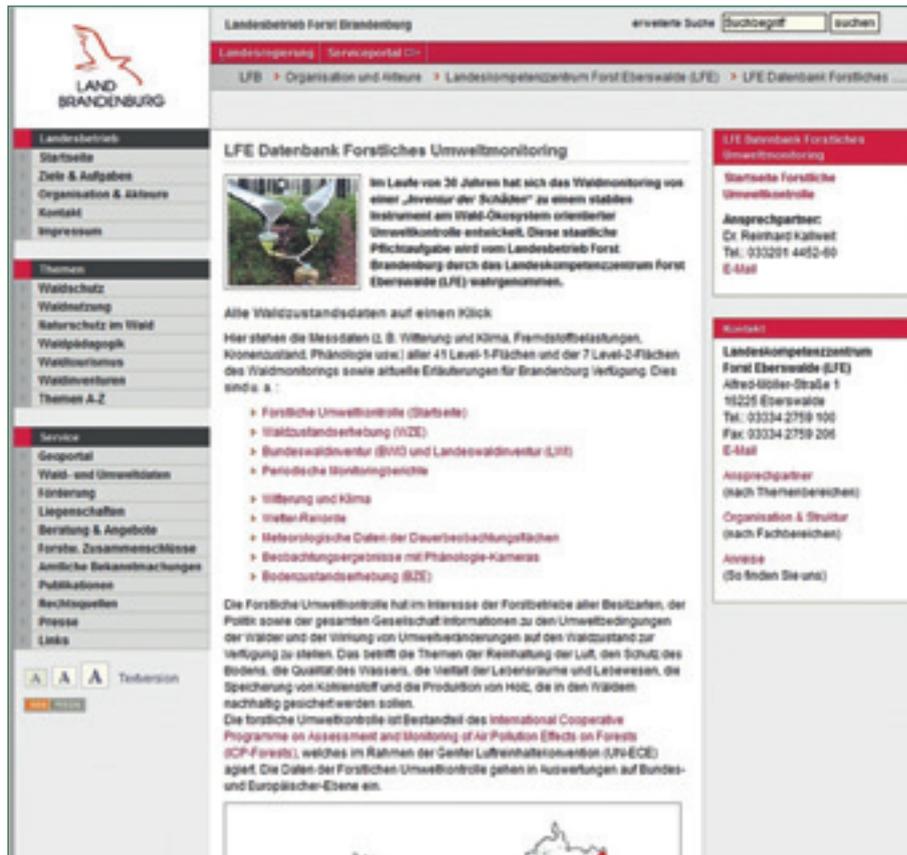


Abb. 5: Startseite des Internet-Portals www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de.



Abb. 6: Beispiel für ein Datenblatt des periodischen Monitoringberichtes aus der Rubrik „Gesellschaftliche Steuerung“, hier Beschreibung der Beschäftigung im Forstsektor (Kenn. 3.4.101/a2).

zer vor allem aus Deutschland, Polen und anderen EU-Staaten, 222.000 mal interessiert und dabei 71.000 Seiten aufgerufen (Abb. 7). Die besonders nachgefragten Themen waren dabei meteorologische Daten, Phänologie und die Bodenzustandserhebung (BZE).

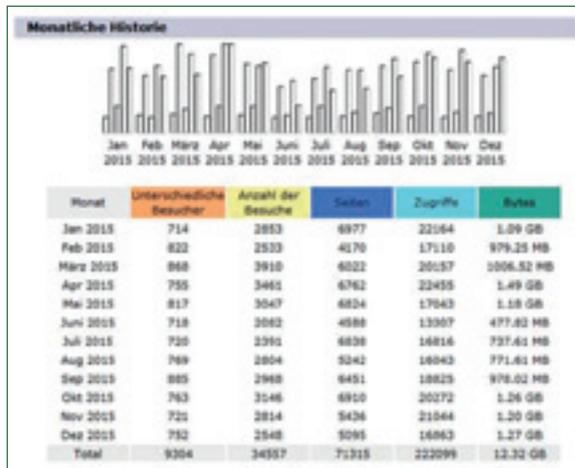


Abb. 7: Nutzeranalyse für das Jahr 2015. Auswertung: R. BEITZ (2016).

Erfreulich ist, dass im Nachgang der Eberswalder Fachtagung zum Jubiläum „30 Jahre Forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg“ und die damit zusammenhängende Öffentlichkeitsarbeit im Monat Juli die Zugriffe auf weit über 1.100 erhöhten und damit schon zu diesem Zeitpunkt die gesamte Nutzerzahl des Vorjahres überschritten wurde. Danach sank die Nutzungsrate wieder etwas ab, stabilisierte sich jedoch wieder auf einem gleichmäßig etwas angestiegenen Niveau. Es ist zu hoffen, dass dieses Informationsangebot dadurch eine weitere Verbreitung und Interesse erfahren hat.

Weitere Instrumente, um die Daten des Forstlichen Umweltmonitorings „unter die Leute zu bringen“

Gemäß dem forstlichen Kommunikationsziel, „Meinungsführer in Sachen Wald“ zu sein, sollten die Daten des forstlichen Umweltmonitorings auch zwischen den jährlichen Terminen der Presskonferenzen zum Waldzustand z. B. durch Social Media bei Extremere-

eignissen oder sonstigen Besonderheiten (Ozon in der Schorfheide...) für die Öffentlichkeitsarbeit genutzt werden. Dazu zählen insbesondere periodische Pressemitteilungen und online-Meldungen.

Besonderes mediales Interesse fand im Jahr 2016 die erste „twitternde Birke“ des Thünen-Institutes in Eberswalde, welche das Thema Waldmonitoring auf dem heute populären Weg in das Licht der Öffentlichkeit rückte.

6 Ausblick

Wie in velen anderen Zusammenhängen wäre auch auf dem Gebiet der Bereitstellung waldbezogener Umweltdaten eine bundeseinheitliche Datenbereitstellung und Vernetzung anzustreben. Diese könnten die Länder-Angebote z. B. unter einem Bundesportal „www.wald-umweltdaten.de“ oder gar auf europäischer Ebene „www.forestdata.eu“ bündeln.

Mit der INSPIRE-Richtlinie (Infrastructure for Spatial Information in the European Community; INSPIRE, 2007) geht die Europäische Gemeinschaft einen Schritt weiter mit dem Ziel, eine europäische Geodaten-Basis mit raumbezogenen Informationsdiensten zu schaffen. Diese Richtlinie verpflichtet die Mitgliedsstaaten, stufenweise interoperable Geobasisdaten sowie Geofachdaten öffentlich bereitzustellen. Diese Richtlinie ist mit dem Geodatenzugangsgesetz (GeoZG, 2009) in nationales Recht umgesetzt worden. Auf europäischer Ebene ist sogar als nächster Schritt der Aufbau eines gemeinsamen verteilten Europäischen Umweltinformationssystems (Shared Environmental Information System – SEIS) geplant. Danach sollen die gegenwärtig zumeist zentralisierten Berichterstattungssysteme nach und nach durch Systeme ersetzt werden, die auf Datenzugang, Datenaustausch und Interoperabilität basieren, so dass die Informationssysteme der europäischen Mitgliedsstaaten gemeinsam genutzt werden können und zusätzliche Berichte entbehrlich werden.

Selbstverständlich ist eine regelmäßige Evaluierung der Angebote und ein regelmäßiger Relaunch erforderlich, denn auch die Datenbereitstellung muss sich

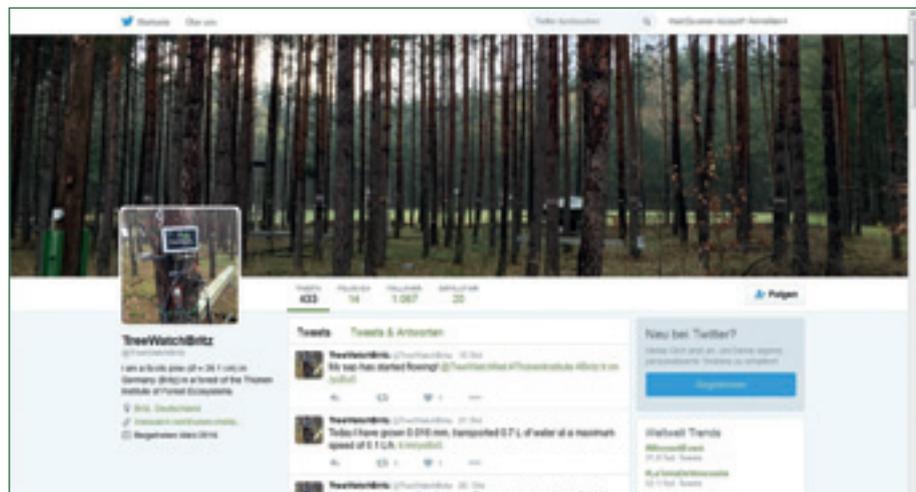


Abb. 8: Twitternde Birke. Unter den Hashtags #Tree-WatchNet und #Twittering-Tree ist der deutsche Wald jetzt online.

als Daueraufgabe etablieren und über den häufigen Projekt-Status hinaus entwickeln.

Medienübergreifendes Monitoring als Lösung

Problematisch ist, dass die gesetzlichen Verpflichtungen zum Monitoring in Europa stark fragmentiert sind. Umweltbeobachtungsprogramme erfüllen überwiegend durch Gesetze und internationale Abkommen begründete Prüf- und Berichtspflichten, so der Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU, 2012, S. 333). Ähnlich wie im nationalen Rahmen existieren auch auf europäischer Ebene zersplitterte Monitoringprogramme.



Abb. 9: Das 442 Seiten starke SRU-Umweltgutachten 2012 befasste sich auch mit dem Umgang von Monitoring-Daten.

Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die Programme auf einzelne thematische Strategien und Rechtsakte zurückgehen und nicht der Versuch unternommen wurde, diese zu vereinheitlichen. Die Umweltbeobachtung in Deutschland und Europa ist daher durch eine Vielzahl von Messnetzen gekennzeichnet, die nach Umweltmedien und administrativen Zuständigkeiten getrennt voneinander betrieben werden. Daraus resultieren oft Abstimmungsschwierigkeiten über die Ressort-, aber auch Ländergrenzen hinweg (SRU, 2012, S. 334f.). Der SRU sieht daher medienübergreifendes Monitoring als Lösung, denn eine fachübergreifende Betrachtungsweise und Zusammenarbeit ist Voraussetzung dafür, den Zustand von Natur und Umwelt umfassend, zum Beispiel hinsichtlich von Problemstoffen, abbilden zu können. Erst damit liege die Bedingung für eine erfolgreiche Umweltpolitik vor.

7 Fazit

Mit der Einrichtung des Portals www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de des Landesbetriebes Forst Brandenburg (LFB) ist der Gesetzesauftrag zur Bereitstellung forstlicher Umweltdaten für Brandenburg erfüllt. Es besteht ein freiwilliges, benutzerfreundliches Datenangebot, welches auch zur Imagepflege für Forstwirtschaft/-wissenschaft, den LFB und damit das Land Brandenburg genutzt wird. So wird das Thema in den weiteren Kommunikationskanälen des LFB für die forstliche Öffentlichkeitsarbeit genutzt und zusätzlich aktive Medienarbeit betrieben, um die Kompetenz von Forstwirtschaft und Forstwissenschaft für den Wald in die Öffentlichkeit zu transportieren. Bisher gingen bei der Forstverwaltung in Brandenburg, mit Ausnahme einer großen Anfrage aus dem Jahr 2010 hinsichtlich geförderter Erstaufforstungsflächen, keine gesonderten An-

fragen nach UIG ein, damit scheint mit dem vorliegenden Angebot „der Nerv getroffen“ zu sein. Kritisch ist anzumerken, dass es zu dieser Thematik bisher keine Aktivitäten in SocialMedia-Kanälen gibt. Insgesamt hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, sich auch „weiterhin in die Karten schauen zu lassen.“

8 Literatur

ARETIN V., K. ; WESS, G. (2005): Wissenschaft erfolgreich kommunizieren. WILEY-VCH Verlag, Weinheim. 163 Seiten.

BEITZ, R.; KALLWEIT, R. (2013): Ins Netz gegangen-Forstliche Umweltdaten online. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 51: 58-67.

BUSCH, M. (2001): Kriterien für die Auswahl des Transferweges im Rahmen des Wissenstransfers. Diplomandenkolloquium am Institut für Organisation der Ludwig-Maximilians-Universität München.

ENGEL, J. (2007): Forstliche Öffentlichkeitsarbeit – Ein Leitfaden für die Praxis. Grundlagen, Arbeitsmittel, Tipps und Hinweise für den internen Gebrauch in der Landesforstverwaltung Brandenburg. Eberswalde, 198 Seiten.

ENGEL, J. (2012): Wissenschaft muss Wissen schaffen – Der Wissenstransfer in die Forstpraxis. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49: 90-98.

LINDE, F. (2005): Ökonomie der Information. Erschienen in der Reihe „Göttinger Schriften zur Internetforschung“, Göttinger Universitätsdrucke. 153 Seiten.

MLUL (2014): Waldmonitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 57. 167 Seiten.

PANSEGRAU, P.; TAUBERT, N.; WEINGART, P. (unter Mitarbeit von Susanne Förster) (2011): Wissenschaftskommunikation in Deutschland-Ergebnisse einer Onlinebefragung. Eine Untersuchung im Auftrag des Deutschen Fachjournalisten-Verbandes (DFJV), Universität Bielefeld, Institut für Wissenschafts- und Technikforschung (IWT).

SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Erich Schmidt Verlag. 422 Seiten.

WEGENER, B. W. (2010): Zum Verhältnis des Rechts auf freien Zugang zu Umweltinformationen zum Urheberrecht. Gutachten – Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 9.10.2009 (ZG III 7 – 46043/1) im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens Nr. UM09 18 864 „Effizientere Ausgestaltung des Umweltrechts auf europäischer und nationaler Ebene“. 45 Seiten.

WERSIG, G. (2000): Informations- und Kommunikationstechnologien: eine Einführung in Geschichte, Grundlagen und Zusammenhänge. Band 13 von Reihe UniPapers. Verlag UVK-Medien. 209 Seiten.

Wie beeinflussen Klima- und Bodenentwicklungen die Waldbewirtschaftung im nordostdeutschen Tiefland – waldbaustrategische und waldbauliche Konsequenzen aus den Monitoringdaten

FALK STÄHR

Untersuchungsziel

Die aktuellen Monitoringverfahren in den Waldökosystemen des Landes Brandenburg ermöglichen das Erkennen von Veränderungen und Entwicklungen der auf die Waldökosysteme einwirkenden Umwelteinflüsse. Dadurch sind sie ein wichtiges Instrument bei der waldbaulichen Steuerung der Entwicklung von Waldökosystemen und dienen letztendlich der nachhaltigen Gewährleistung der Waldfunktionen.

Die Grundlage des Beitrages bildeten aktuelle waldbaulich und waldbauwirtschaftlich relevante Daten des Forstlichen Umweltmonitorings (KALLWEIT 2015), der Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a (RIEK et al. 2015) und des Waldschutzmonitorings im Land Brandenburg. Die ausgewählten Daten zur Entwicklung der Vitalität der wichtigsten Wirtschaftsbaumarten, ausgewählter Klima- und Bodenparameter sowie der forstsanitären Situation im Land Brandenburg wurden unter waldbaulichen Gesichtspunkten und hinsichtlich ihrer waldbaustrategischen Relevanz bewertet. Ziel der Datenanalyse und -interpretation war die Ableitung waldbaulicher Maßnahmen, die besonders geeignet erscheinen, aus veränderten Umwelteinflüssen resultierende negative waldbauwirtschaftliche Effekte zu kompensieren oder zu mindern. Zudem galt es, waldbauliche Schlussfolgerungen aus der festgestellten Standortentwicklung zu formulieren und sich hierbei an der Verbesserung bzw. dem Erhalt der Bodenfruchtbarkeit zu orientieren. Die waldbauliche Einflussnahme auf die Verbesserung der Waldstabilität gegenüber forstsanitären Risiken ist ein weiteres wesentliches Teilziel.

Schlussendlich bestand die kardinale Zielstellung in der Formulierung von waldbaulichen Optionen, die derzeit notwendig erscheinen, um die Stabilität von bewirtschafteten Waldökosystemen sicherzustellen und das Betriebsrisiko zu mindern.

1 Klima und Vitalität

1.1 Niederschlags- und Temperaturentwicklung im Land Brandenburg

Das nordostdeutsche Tiefland ist durch subkontinentale bis kontinentale Klimamerkmale geprägt. Die tur-

nummäßigen Datenerhebungen der Forstlichen Umweltkontrolle auf den Level II-Flächen des Landes Brandenburg und die Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) belegen, dass das Land Brandenburg im bundesdeutschen Vergleich die geringsten Jahresniederschläge und nach Mecklenburg/Vorpommern die zweithöchste Sonnenscheindauer aufweist (Daten DWD¹). Am Beispiel der Messreihe auf der repräsentativen Level II-Station Neusorgefeld (Lobf. Lübben) lässt sich von 1951 bis 2015 ein durchschnittlicher Jahresniederschlag von 588,7 mm/Jahr berechnen (Abb. 1.1). Allerdings schwanken die Jahreswerte beträchtlich (365 bis 970 mm/Jahr). In der Vegetationsperiode, d. h. vom 01.04. bis 30.09. fielen im gleichen Zeitraum durchschnittlich 335,9 mm/Jahr – bei Jahresschwankungen zwischen 157 und 527 mm/Jahr (Abb. 1.2). Bemerkenswert ist, dass sich sowohl die Jahresniederschlagswerte als auch die Niederschlagswerte in der Vegetationsperiode seit 1992 im gleitenden 30-jährigen Mittel tendenziell erhöht haben (Abb. 2.1 und 2.2). Allerdings fiel in der Vegetationsperiode die Differenz zwischen 1992 und 2015 mit 28 mm/Jahr gering aus. KALLWEIT (2016) weist darauf hin, dass die seit 1881 durchgeführten Messungen der Gebiets-Jahresniederschläge von Phasen steigender und fallender Jahresniederschläge gekennzeichnet waren. Nach einem eher gleichförmigem Verlauf der Niederschläge im nordostdeutschen Tiefland bis 1910 ($\bar{\sigma}$ 560 mm/a), folgte bis 1932 ein Anstieg, dann aber bis 1992 eine Periode des Rückgangs der Jahresniederschläge (Daten DWD²). Seither stieg der 30-jährige Mittelwert der Niederschlagsmesswerte wieder an.

Demnach beeinflussen im nordostdeutschen Tiefland sowohl die geringen durchschnittlichen Niederschlagsmengen als auch die volatile Verfügbarkeit der Niederschlagsmenge im Jahresverlauf und in der Vegetationsperiode die waldbaulichen Optionen und die Waldentwicklung.

Zudem zeigt sich, dass die Niederschlagsintensität für die tatsächliche pflanzenphysiologische Verfügbarkeit der Niederschlagsmenge ein wesentlicher Faktor und

¹ www.dwd.de/DE/presse/pressekonferenzen/DE/2015/PK_10_03-2015/zundf_zur_pk.pdf?__blob=publicationFile&v=3
² www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihenuntrends.html

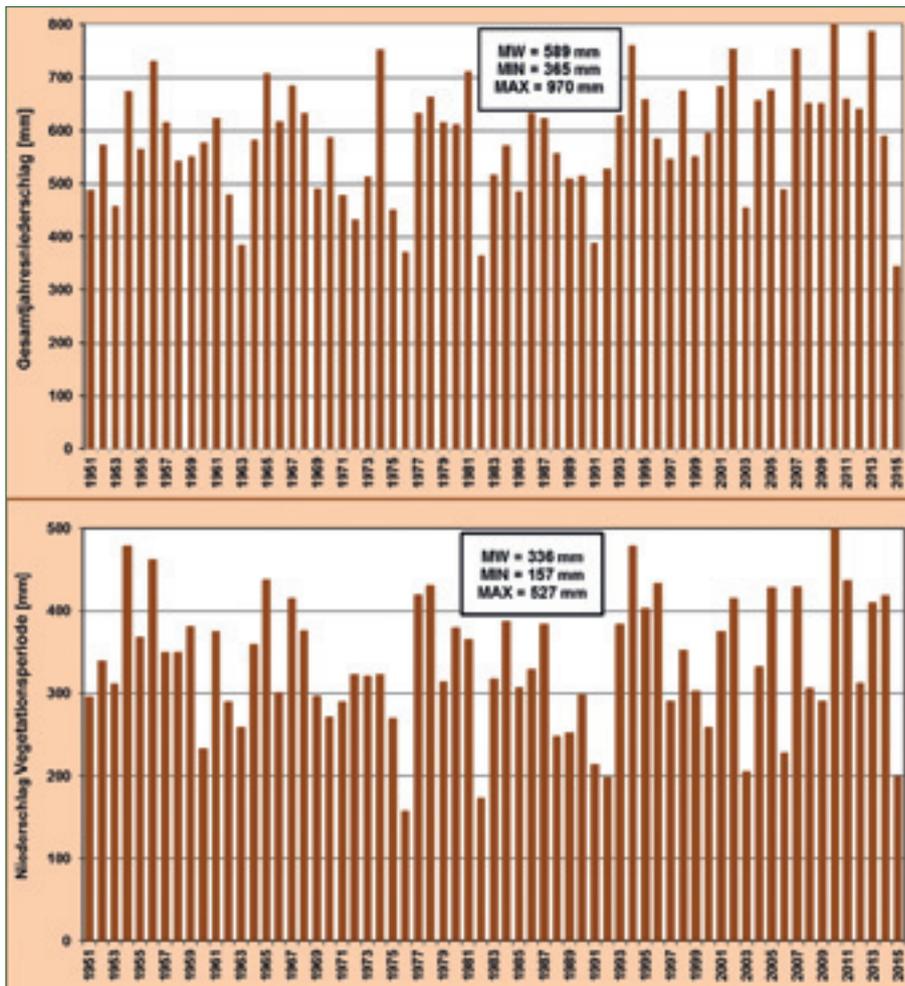


Abb. 1.1. und 1.2: Jährliche Niederschlagsmenge und Niederschlagsmenge in der Vegetationsperiode am Level II-Messpunkt Neusorgefeld (Rochauer Heide) seit 1951 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

somit waldbaulich relevant ist. Abb. 3 belegt, dass in den vergangenen 65 Jahren durchschnittlich 46,6 % der Niederschlagsstage ($\bar{\varnothing}$ 94,6 Tage/Jahr) lediglich 0,1 bis 1,0 mm Niederschlag aufwiesen. Es kann unterstellt werden, dass aufgrund der Interzeptionsverluste an diesen Tagen das wurzelverfügbare Wasserangebot nicht erhöht wurde. Insbesondere lange Trockenperioden, die im nordostdeutschen Tiefland vor allem im Frühjahr charakteristisch sind, führen zu einem erhöhten Benetzungswiderstand des Bodens, der zusätzlich das Einsickern der Niederschlagsmenge in den Waldboden verhindert oder hemmt.

Hiervon unberührt bleiben positive mikroklimatische Effekte sehr geringer Niederschlagsmengen wie die Erhöhung der Luftfeuchtigkeit und die Minderung von Temperaturextremen an der Bodenoberfläche.

Die zumeist geringen Jahresniederschläge führen im nordostdeutschen Tiefland in der Vegetationsperiode häufig zu Trocken- bzw. Dürrephasen. Am Beispiel der extremen Trockenjahre 2003 und 2006 lässt sich die Entstehung von Dürresituationen in den nordostdeutschen Waldökosystemen nachvollziehen.

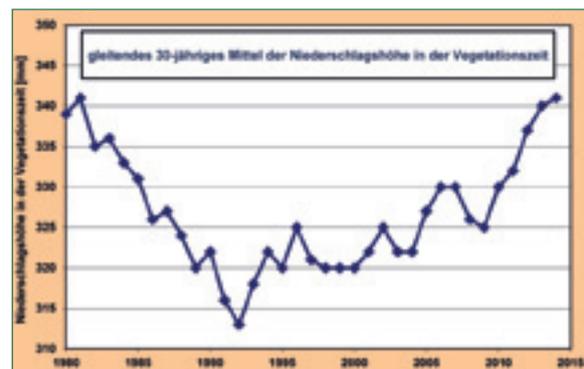


Abb. 2.1 und 2.2: Gleitendes 30-jähriges Mittel der jährlichen Niederschlagsmenge und der Niederschlagsmenge in der Vegetationsperiode am Level II-Messpunkt Neusorgefeld seit 1980 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

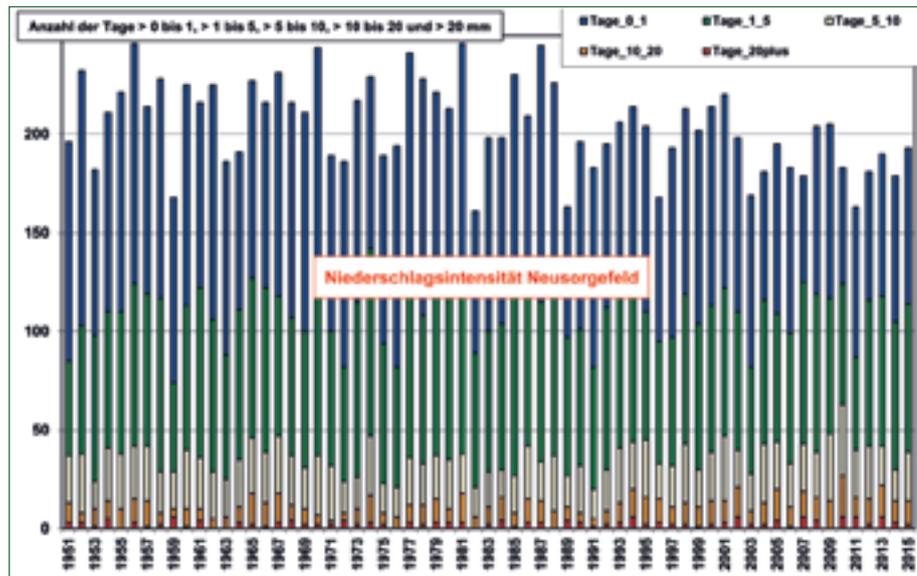


Abb. 3: Niederschlagsintensität am Level II-Messpunkt Neusorgefeld (Bezug: Niederschlagsmenge der erfassten Niederschlagstage) (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

Im Jahr 2003 fielen in den Monaten Februar bis Mai kaum Niederschläge. Die Frühjahrsmonate waren somit von extremer Trockenheit geprägt (Abb. 4.1). Folgerichtig wirkte sich dieser Sachverhalt auch auf die Klimatische Wasserbilanz (KWB) aus, welche sich aus der Niederschlagssumme abzüglich der potenziellen Verdunstung über Gras errechnet. So unterschritt bereits im Mai 2003 die Klimatische Wasserbilanz das 68 %-Quantil der Jahre 1951 bis 2014 (Abb. 5.1). Im verbleibenden Jahresverlauf setzte sich die dramatische Entwicklung des Bodenwasserdefizits aufgrund unterdurchschnittlicher Monatsniederschläge fort. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die bereits im Frühjahr 2003 durch das Niederschlagsdefizit entstandene physiologische Stresssituation im gesamten verbleibenden Jahr bestand. Auch im letzten Quartal des Jahres 2003 war die Niederschlagsmenge unterdurchschnittlich und vermochte die defizitäre Klimatische Wasserbilanz nicht zu stabilisieren.

Demgegenüber entstand die kritische Standortsfeuchtesituation im Jahr 2006 zeitverzögert (Abb. 4.2). Februar und März 2006 waren zwar niederschlagsreiche Monate, von April bis Juli schloss sich jedoch eine vier-

monatige Trockenphase an. Nach einem vergleichsweise hohen Niederschlagswert im August wurden in den verbleibenden Monaten des Jahres 2006 unterdurchschnittliche Niederschlagsmengen erfasst. Aufgrund des niederschlagsreicheren Jahresstartes fiel die Klimatische Wasserbilanz erst im September unter das 68 %-Quantil (Abb. 5.2). Allerdings bewirkten auch in diesem Fall die geringen Herbst- und Winterniederschläge, dass eine Erholung der Klimatischen Wasserbilanz im ausgehenden Jahr 2006 ausblieb.

Demnach kristallisieren sich zwei Effekte heraus, die für die Entstehung von Dürresituationen im nordostdeutschen Tiefland typisch sind: Zum einen zeigt sich deutlich die drastische Wirkung der im nordostdeutschen Tiefland charakteristischen „Frühjahrstrockenheit“ auf die pflanzenverfügbaren Wasserressourcen. Zum anderen wird die große Bedeutung der „Winterfeuchte“ für die Kompensierung von ausbleibenden Niederschlägen, vor allem im Frühjahr, deutlich. Geringe Niederschlagsmengen in den Wintermonaten führen zu einer weiteren Verschlechterung der hydrologischen Versorgungssituation. Abb. 6 verdeutlicht, dass die Klimatische Wasserbilanz in den Waldökosyste-

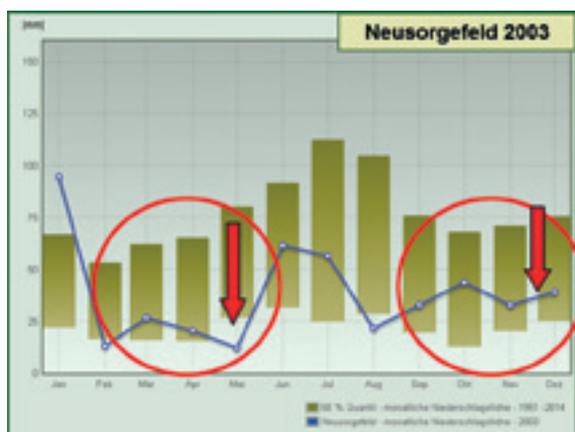


Abb. 4.1: Entstehung der Dürresituation im Februar bis Mai des Jahres 2003 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

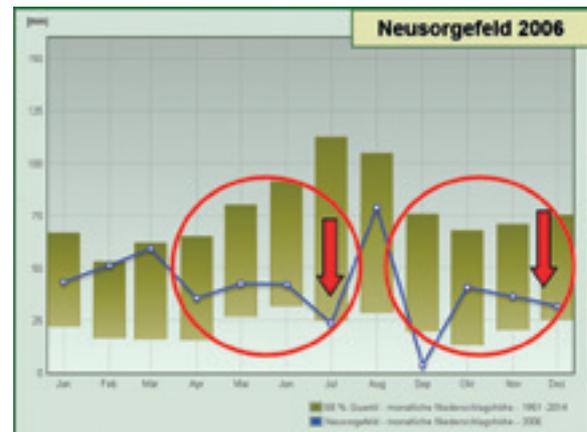


Abb. 4.2: Entstehung der Dürresituation im April bis Juli des Jahres 2006 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

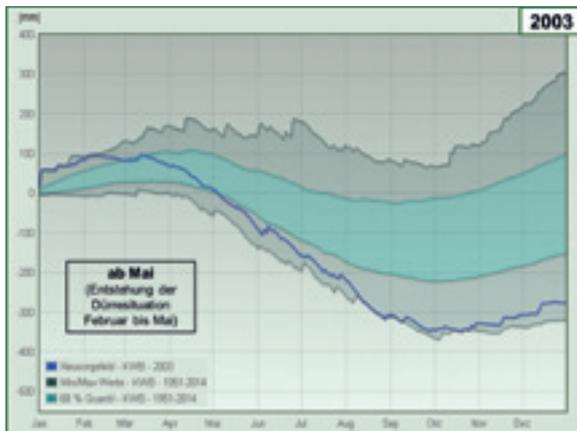


Abb. 5.1: Klimatische Wasserbilanz am Messpunkt Neusorgefeld im Jahr 2003 (rechnerisch) (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

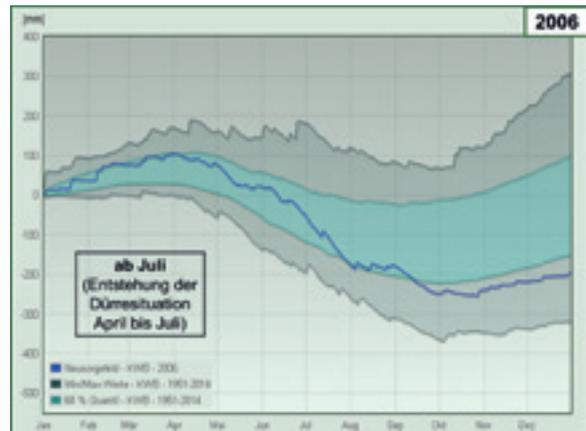


Abb. 5.2: Klimatische Wasserbilanz am Messpunkt Neusorgefeld im Jahr 2006 (rechnerisch) (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

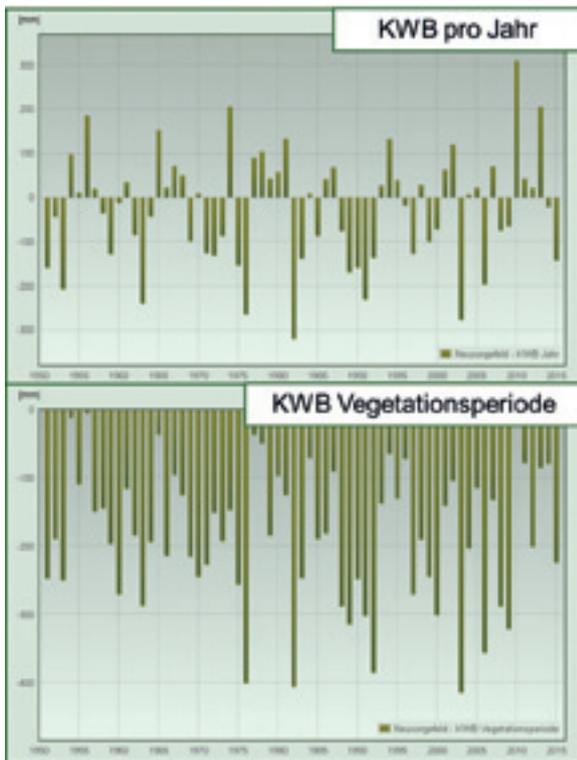


Abb. 6: Klimatische Wasserbilanz am Messpunkt Neusorgefeld in den Jahren 1951 bis 2015 (Bezug: Gesamtjahr und Vegetationsperiode) (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

men des nordostdeutschen Tieflandes seit 1950 in den Vegetationsperioden durchgängig negativ ausfiel. In der Jahresbilanz wurden sowohl positive als auch negative Bilanzwerte ermittelt.

Die insgesamt und dauerhaft sehr angespannte Klimatische Wasserbilanz bestätigt, dass vor allem auf wenig bindigen Substraten (Reinsande, Sande mit geringen Schluff- und/oder Tonanteilen) der waldbirtschaftliche Schwerpunkt auf hydrisch anspruchsloseren Baumarten liegen muss. Sollte sich die Niederschlagsmenge entgegen dem derzeitigen Trend im Jahresverlauf und insbesondere in der Vegetationsperiode verringern, nimmt die waldbaustrategische und waldbauliche

Bedeutung von Baumarten, die an Trockenperioden vergleichsweise gut angepasst sind, erheblich zu. RIEK und RUS (2016) schlagen daher auf standörtlich-klimatischer Grundlage regionalisierte Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten (Buche, Eiche, Gemeine Kiefer, sonstige Baumarten) vor, die in „dynamische Bestandeszieltypen“ münden könnten. Am Beispiel der Baumart Rot-Buche kommt die langzeitliche Modellierungsprognose zu dem Ergebnis, dass die Empfehlungswahrscheinlichkeit aufgrund milder Winterhalbjahre, geringer Spätfröste und lediglich moderater Zunahme des Wassermangels zunächst zunimmt (Dekade 2051 bis 2060). Gegen Ende des Jahrhunderts (Dekade 2091 bis 2100) würde hinge-

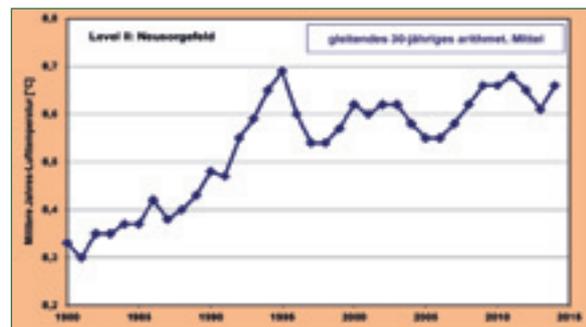


Abb. 7.1: Mittlere Gesamtjahres-Lufttemperatur am Standort Neusorgefeld (arithmetischer Mittelwert) in den Jahren 1980 bis 2015 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

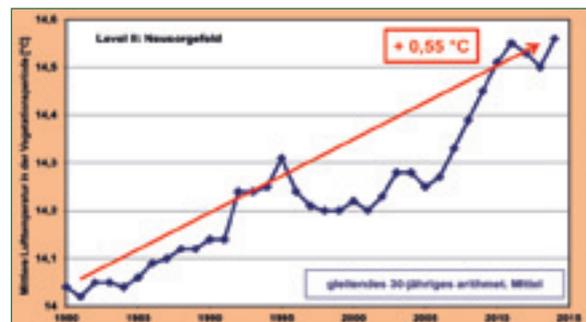


Abb. 7.2: Mittlere Lufttemperatur in der Vegetationsperiode am Standort Neusorgefeld (arithmetischer Mittelwert) in den Jahren 1980 bis 2015 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

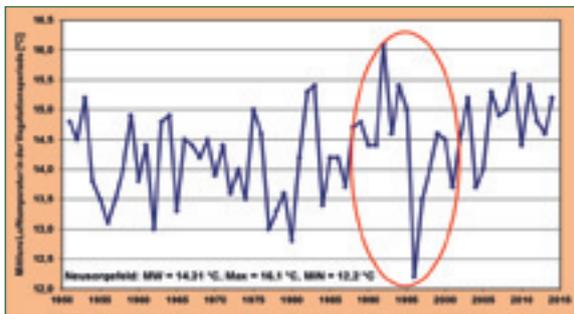


Abb. 7.3: Schwankung der mittleren Lufttemperatur in der Vegetationsperiode der Jahre 1950 bis 2015 (www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de).

gen zunehmender Wassermangel zu einer deutlichen räumlichen Eingrenzung der Empfehlungswahrscheinlichkeit für die Rot-Buche führen. Die verbleibenden anbaueigneten Areale liegen vor allem im nördlichen Brandenburg und sollten bei der Waldumbauplanung mit der Rot-Buche prioritär bedacht werden.

Die langzeitliche Erfassung der Temperaturdaten ergab, dass der gleitende 30-jährige arithmetische Mittelwert seit 1980 tendenziell deutlich zunahm (Abb. 7.1 und 7.2). Der Anstieg der mittleren Lufttemperatur fällt hierbei innerhalb der Vegetationsperiode wesentlich deutlicher aus als bei Bezug auf die gesamtjährliche mittlere Lufttemperatur. Mit Bezug auf die Vegetationsperiode ist in den vergangenen 35 Jahren (1980 bis 2015) ein Anstieg um 0,55 °C zu verzeichnen. Allerdings sind auch die enormen Schwankungen der erfassten Temperaturdaten, insbesondere in der Vegetationsperiode, von bis zu 2,8 °C (1995/1996) zu beachten (Abb. 7.3). Sie verdeutlichen, dass stabile Waldökosysteme eine hohe Anpassungsfähigkeit gegenüber Temperaturschwankungen resp. Frost- und Hitzephasen aufweisen müssen. Eine Verlängerung der Klimatischen Vegetationszeitlänge, d. h. eine Zunahme der Tage, an denen die Schwelle 10 °C im Tagesmittel der Lufttemperatur dauerhaft überschritten wird, konnte anhand der Daten des Forstlichen Umweltmonitorings nicht festgestellt werden. Vielmehr deutet sich eine zeitliche Verlagerung der Klimatischen Vegetationszeitlänge an. Das phänologische Monitoring im Land Brandenburg bestätigt bei den Baumarten Eiche, Rot-Buche und Gemeine Kiefer eine Vorverlagerung des Austriebszeitpunktes aber auch der Laubverfärbung (KÄTZEL et al. 2016).

1.2 Vitalitätsentwicklung der Haupt-Wirtschaftsbaumarten

Im Weiteren ist zu klären, wie die Vitalitätsweiser der wichtigsten Wirtschaftsbaumarten im nordostdeutschen Tiefland auf veränderte Umwelteinflüsse reagierten. Am Beispiel der Vitalitätsindikatoren im Jahr 2014 (KALLWEIT 2015) wurde die Vitalitätssituation in den untersuchten Baumartengruppen bewertet.

Die verwendeten Indikatoren belegen eine gute bis sehr gute Vitalitätssituation in den Baumartengruppen Gemeine Kiefer und andere Nadelbäume (Eu-

ropäische Lärche, Grüne Douglasie, geringer Anteil Gemeine Fichte) (Abb. 8.1 und 8.2) (KALLWEIT 2015). Offenbar bildeten die klimatischen und standörtlichen Charakteristika der erfassten Beobachtungsobjekte für die untersuchten Nadelbaumarten keine physiologisch bedenkliche Konstellation. Es bestehen keine Hinweise auf eine Stresssituation. Ferner belegen die Untersuchungsergebnisse, dass die Vitalitätssituation bei der Baumart Rot-Buche trotz erheblich schwankender Jahresniederschläge und steigender Temperaturdaten derzeit ausgesprochen positiv zu beurteilen ist (Abb. 8.3). Der Einfluss standörtlicher Rahmenbedingungen, z. B. die zunehmende Wiederherstellung standortspezifischer Gleichgewichtszustände, war in diesem Zusammenhang nicht quantifizierbar. Bei der im nordostdeutschen Tiefland derzeit flächenhaft bedeutendsten Waldumbau- und Wirtschafts-Laubbauart Eiche ergab demgegenüber die Beurteilung des Vitalitätszustandes anhand der verwendeten Indikatoren einen sehr kritischen Status (Abb. 8.4). Lediglich der Anteil deutlicher Blattvergilbungen und die Fruktifikationsintensität der Eiche wurden positiv bewertet. In der Baumartengruppe andere Laubbäume (überwiegend Gemeine Birke, Erle, Robine, Pappel, Aspe, Ahorn, Winter-Linde, Esche, Rot-Eiche, Eberesche) fielen insbesondere die negativen Bewertungen der Indikatoren mittlere Kronenverlichtung und Anteil deutlicher Schäden (Schadstufe 2 bis 4) auf (Abb. 8.5). Auch wenn die verbleibenden Indikatoren dieser Baumartengruppe positiv bewertet wurden, deuten die beiden Merkmale mittlere Kronenverlichtung und Anteil deutlicher Schäden bereits auf das Vorhandensein von Stresssituationen hin.

Der Langzeitvergleich der verwendeten Indikatoren zeigt, dass sich im nordostdeutschen Tiefland die Beurteilung der nach Baumartengruppen differenzierten Vitalitätssituation im Jahr 2014 tendenziell im Zeitraum von 1998 bis 2014 bestätigt (KALLWEIT 2015). Mit Ausnahme der Baumart Rot-Buche lässt sich konstatieren, dass in diesem Zeitraum die einwirkenden Umweltfaktoren die untersuchten Laubbäume offenbar physiologisch stärker belasteten als die Gruppe der untersuchten Nadelbäume (Abb. 8.6). Letztere scheinen somit im nordostdeutschen Tiefland derzeit klimastabiler zu sein und sollten daher auch in der nächsten Waldgeneration waldbaulich angemessen berücksichtigt werden. Untersuchungen von KÄTZEL et al. (2016) an den Baumarten Gemeine Kiefer, Grüne Douglasie, Trauben-Eiche und Rot-Buche ergaben aber auch, dass aufgrund der hohen genetischen Variabilität und einer relativ hohen baumartenspezifischen Anpassungsfähigkeit nach extremen Witterungsereignissen zumeist rasche Erholungsprozesse stattfinden.

1.3 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Die waldbaulichen Schlussfolgerungen sind eine Auswahl besonders naheliegender und dringlicher Maßnahmenempfehlungen. Es handelt sich nicht um eine vollständige und abschließende Maßnahmenliste. Aus den Klimadaten und Vitalitätsindikatoren der Forstli-

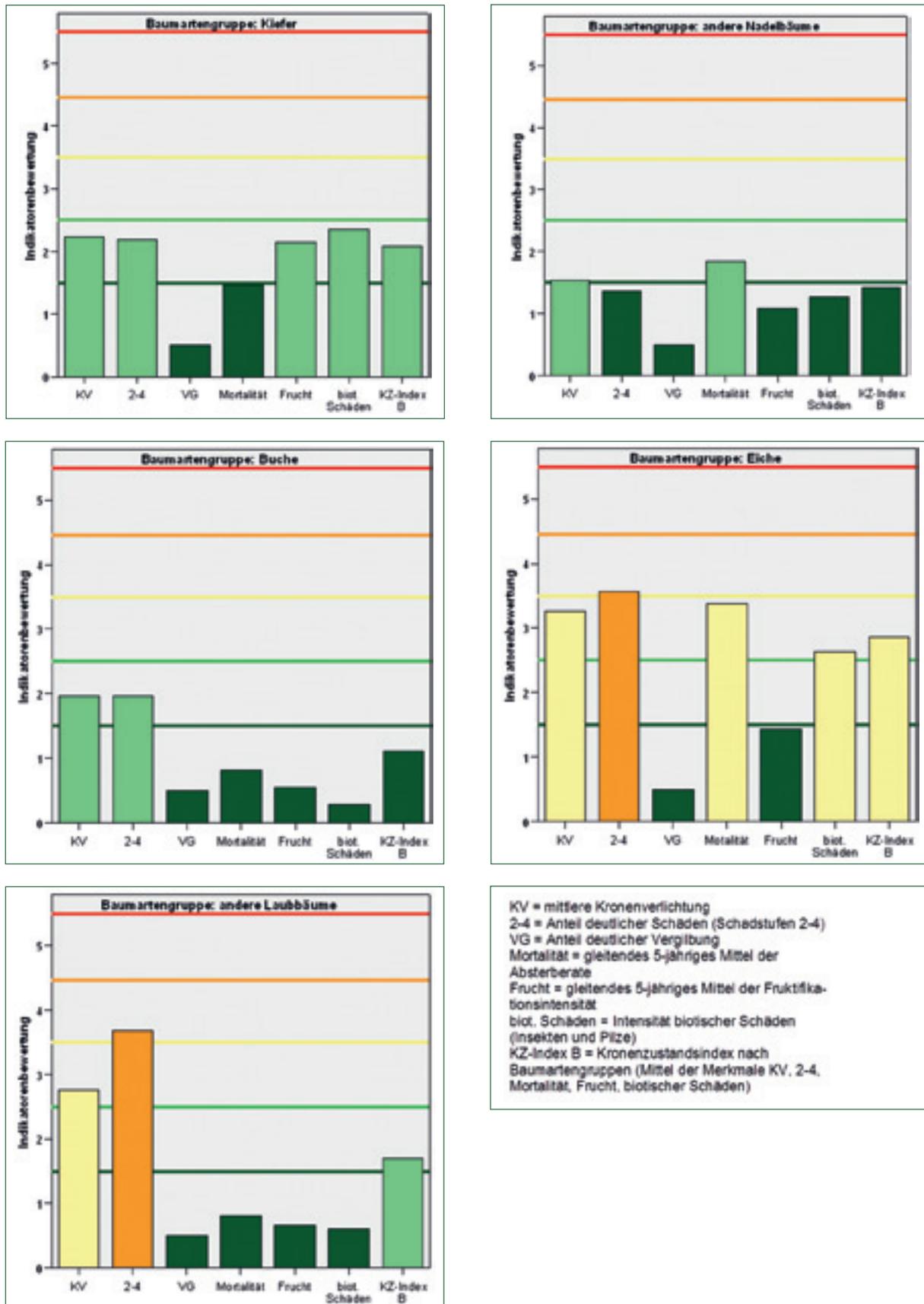
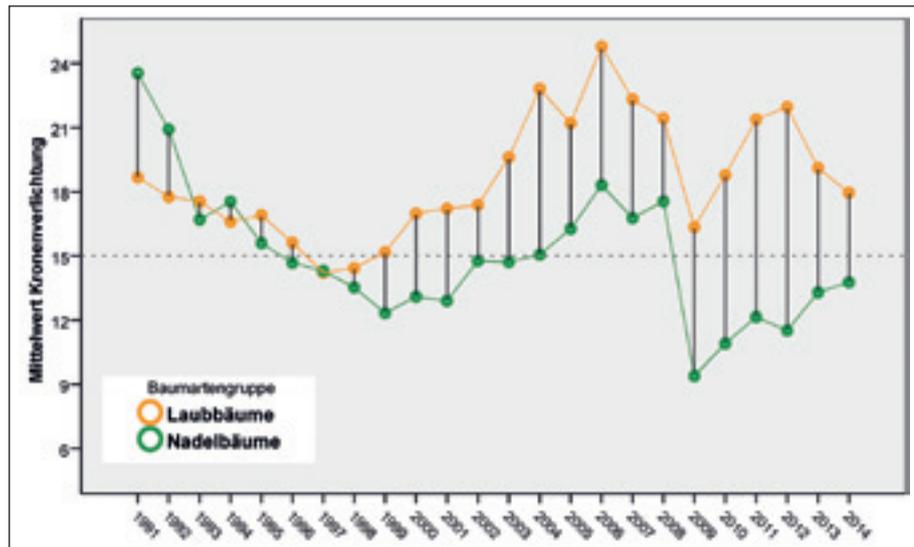


Abb. 8.1 bis 8.5: Vitalitätsindikatoren im Jahr 2014 für die Baumartengruppen Gemeine Kiefer, andere Nadelbäume, Rot-Buche, Eiche und andere Laubbäume (KALLWEIT 2015).

Abb. 8.6: Vergleich der Entwicklung der mittleren Kronenverlichtung von Laub- und Nadelbäumen 1991 bis 2014, Bezugslinien markieren den Mittelwert der Kronenverlichtung in 2014 (Netzwechsel in 2009) (KALLWEIT 2015).



chen Umweltkontrolle ergeben sich demnach folgende Empfehlungen:

1. In jedem Fall sind standortangepasste Baumarten zu verwenden. Sie können in strukturreichen Wäldern kombiniert werden. Anbaugerechte Laubbaum- und Nadelbaumarten sind dabei gleichermaßen als Strukturelemente einzusetzen. Dem Anbau vergleichsweise trockenstoleranter Baumarten (Mischungen) gilt besonderes Augenmerk.
2. Gemeine Kiefer und Rot-Buche zeigten eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber (Trocken) Stresssituationen und Witterungsextremen als die Trauben-Eiche. Nadelbäume, vor allem Gemeine Kiefer, spielen bei der klimaangepassten Restrukturierung der Wälder im nordostdeutschen Tiefland auf (perspektivisch) anbaugerechten Waldstandorten eine bedeutende Rolle. Eine stärkere waldbauliche Integration der Stiel-Eiche erscheint aufgrund der natürlichen Verbreitung dieser subkontinentalen bis kontinentalen Baumart als Ergänzung im Baumartenportfolio beachtenswert.
3. Die angestrebten Waldstrukturen müssen zudem einer mikroklimatischen Zustandsnivellierung dienen, vor allem durch Beschattung und Windruhe. Dies erfolgt durch kompensatorisch wirkende Elemente wie Schirmhaltung, vertikale Strukturierung und Aufbau bzw. Erhalt von Waldrändern.
4. Untersuchungen von KALLWEIT und MAYER (2008a+b) bestätigen die Notwendigkeit kahlschlagsfreier Waldwirtschaft, um Gefahren durch Klimaextreme zu mindern. So wiesen KALLWEIT und MAYER (2008a+b) nach, dass bereits ein Grundflächenabschlussgrad von 0,4 im Vergleich zur Freifläche eine Dämpfung der maximalen Lufttemperatur um -5 K (bei $G^{\circ}1,0 = -12$ K) und der minimalen Lufttemperatur um +4 K bewirkt (bei $G^{\circ}1,0 = +8$ K).
5. Die Bedeutung des Erhaltes oder der Wiederherstellung der standortspezifischen Feuchtesitu-

ation nimmt zu. Geeignete Maßnahmen sind die Wasserrückhaltung in Feuchtgebieten, die anteilige Einbeziehung von Baumarten mit vglw. höherer Grundwasserneubildungsrate (z. B. Rot-Buche) sowie die Senkung von Interzeptionsverlusten durch bspw. die Vermeidung von Vergrasungsflächen.

6. Im Land Brandenburg ist ein wesentliches Instrument der waldbaulichen Planung die Festlegung von Bestandeszieltypen (BZT) (STÄHR et al. 2006), d. h. die Zuordnung von Baumarten und Baumartenkombinationen zu definierten Standortseinheiten. Die Daten des Forstlichen Umweltmonitorings legen insbesondere nahe, die standörtlichen Anbaugrenzen bei Kunstverjüngung mit führenden Laubbaumarten (Waldumbau) nicht zu unterschreiten, da die Bestandeszieltypen auf derzeit „klimatisch sichere“ Standortbereiche begrenzt wurden. So liegt bspw. die untere Anbaugrenze für BZT mit der Hauptbaumart Trauben-Eiche (TEI) bei Z2+ f/m/t mit den BZT TEI, TEI-RBU und TEI-GKI. Auf leistungsschwächeren Standorten sind lediglich Trauben-Eichenbeimischungen möglich.
7. Die Integration natürlicher Verjüngung bei bekannter Herkunft der Mutterbäume hat Vorrang vor Kunstverjüngungen, sofern die sich daraus entwickelnde Folgegeneration klima- und standortangepasst ist und der waldbaulich-waldwirtschaftlichen Zielstellung entspricht.
8. Bei Kunstverjüngungen ist die Saat zu präferieren, da sie ideale Voraussetzungen für die Entwicklung einer günstigen Wurzelstruktur bietet und somit die Wassererschließungsfähigkeit der Pflanze optimiert.
9. Im Falle der Pflanzung sind kleine Pflanzsortimente zu bevorzugen (max. 30 cm Höhe; Sortimente 1/0 oder 2/0, möglichst unverschult). Sie haben im Vergleich mit größeren Sortimenten bessere Voraussetzungen zur Bildung einer artspezifischen und „natürlichen“ Wurzel. Zudem bestehen gute Erfahrungen mit der Containerpflanzung. Sie streckt

den möglichen Pflanzzeitraum und hilft, klimatisch schwierige Phasen (z. B. Frühjahrstrockenheit) zu überbrücken.

10. Das Pflanzverfahren muss an Pflanzengröße und Standort angepasst sein.
11. Die Nadelholzverjüngung darf nicht vernachlässigt werden.
12. Mischungen der Ernten anerkannter Herkunftsgelände erhöhen die genetische Vielfalt und damit potenziell die Klimaplastizität.
13. Die Suche nach weiteren klima-(standorts-)angepassten Baumarten, Herkünften und Genotypen ist vorurteilsfrei fortzusetzen.
14. Die potenzielle natürliche Vegetation (PNV) dient als waldbauliche Orientierung aber nicht als Festlegung. Eine waldbauliche Integration fremdländischer standortangepasster Baumarten mit (voraussichtlicher) Anbaueignung bei Zugrundelegung der prognostizierten regionalklimatischen Entwicklung kann zur Verringerung des Betriebsrisikos beitragen und ist zumeist wirtschaftlich sinnvoll (z. B. Grüne Douglasie, Robinie, Edelkastanie).
15. Kürzere Produktionszeiten für wertvolle Sortimente verringern ebenfalls das Betriebsrisiko. Ausnahmen sind Wertholzsortimente, bei denen der Jahringaufbau ein wichtiges Kriterium bei der Wertermittlung ist.
16. Waldpflege ohne Holzanfall (z. B. Kulturpflege) ist erforderlich, um Ressourcenverfügbarkeit (Licht und Wasser), Stabilität und Wertentwicklung der Verjüngung zu verbessern.

2 Waldstandorte

2.1 Ausgewählte Kernergebnisse zur Entwicklung und zum Zustand der Waldböden im nordostdeutschen Tiefland

Die Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen im Land Brandenburg (BZE-2 und BZE-2a) wurden von RIEK et al. (2015) im Waldbodenbericht Brandenburg zusammengefasst. Dabei stand der Vergleich wesentlicher Bodenzustandsparameter aus den flächenrepräsentativen Stichprobenanalysen der BZE-1 (1992/1993) mit den aktuellen Stichprobenbefunden im Vordergrund. Aus den waldbodenanalytischen Einzeldaten und -ergebnissen kristallisieren sich folgende Kardinalaussagen mit waldbaulicher und waldbaustrategischer Relevanz heraus:

- Die (Oberboden)Versauerung nahm zu (signifikante Abnahme der pH(KCL)- und S-Werte). Das zeigt sich u. a. an der Verzögerung des Streuabbaus und der Akkumulation organischer Substanz in der Humusaufgabe.

- Insgesamt ist eine Annäherung des Bodenzustandes an den standortspezifischen Gleichgewichtszustand festzustellen – vor allem auf den aufgebasteten Waldstandorten. Es erfolgte demnach an vielen Stichprobenpunkten eine Annäherung an den standortspezifischen Gleichgewichtszustand vom basischen in Richtung saures Milieu.
- Im Zuge weiterer Entbasung kann es zu Mangelsituationen, insbesondere hinsichtlich des Nährlements Magnesium, kommen.
- Der Kohlenstoffanteil im Boden nahm zu. Höhere Humusgehalte führen zu einer Verbesserung der Wasserspeicherfähigkeit von Waldböden und zum anderen zur Erhöhung der Kationenaustauschkapazität und der Nährstoffbindung.
- Auf der Grundlage der Blatt- und Nadelspiegelwerte, die die Ernährungssituation der Waldbäume charakterisieren, zeigt sich, dass in den brandenburgischen Wäldern derzeit keine Kalkungsdringlichkeit besteht.
- Zudem deutet die insgesamt positive Ernährungssituation der Waldbäume darauf hin, dass im analysierten Zeitraum eine hohe pflanzenphysiologische Anpassungsfähigkeit an die festgestellten Versauerungseffekte bestand.
- In den ehemaligen Staubdepositionsgebieten (z. B. im Umfeld der Bergbaufolgelandschaft oder im Emissionsbereich um Rüdersdorf) waren noch immer erhöhte Basenvorräte und -sättigungsgrade feststellbar.
- Im tieferen mineralischen Untergrund wurden z. T. beachtenswerte Basenreserven nachgewiesen, vor allem in jungpleistozänen Substraten.
- Die Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung (Bezug: Mg-Sättigung) wies besonders unter Kiefernbeständen eine starke Abnahme auf, blieb jedoch vor allem unter Eichen- und sonstigen Laubbaumbeständen nahezu unverändert.

2.2 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Aus den aktuellen Ergebnissen der landesweiten Bodenzustandserhebungen ergeben sich folgende waldbauliche Erfordernisse und Empfehlungen:

1. Der Erhalt der standortspezifischen bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften ist durch den Einsatz bodenschonender Holzermittlungs- und Verjüngungsverfahren sicherzustellen.
2. Kleinstandörtliche Aufwertungen der Trophie und/oder Standortsfeuchte gilt es, durch Anbau und Erziehung vglw. anspruchsvoller Baumarten waldbaulich zu nutzen.

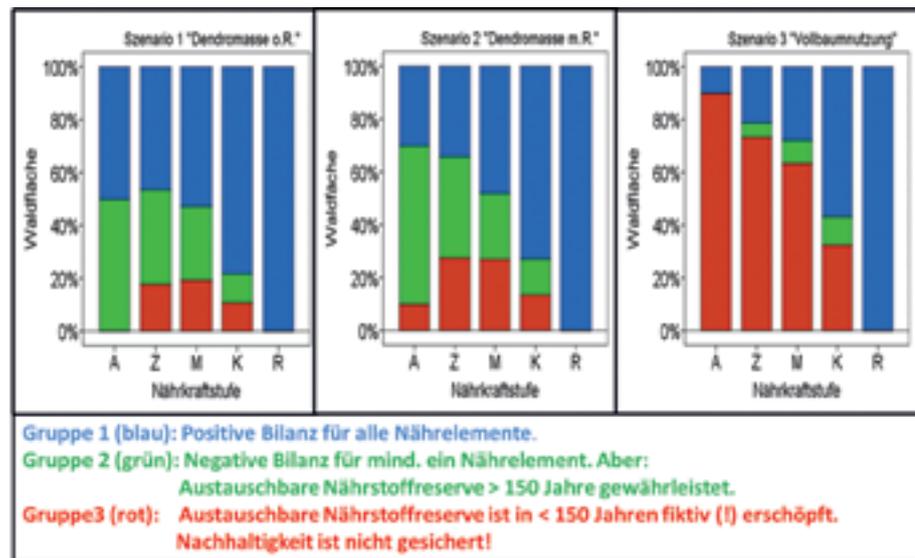


Abb. 9: Modell einer Ampelkarte der stofflichen Nachhaltigkeit bei Nutzungsverfahren mit differenziertem Nährstoffentzug (RIEK et al. 2015).

3. Durch moderate Auflichtung werden die Mineralisationsbedingungen in der Humusaufgabe verbessert und freigesetzte Nährelemente für die Nährstoffversorgung verfügbar.
4. Auf den umbaugerechten Waldstandorten (STÄHR et al. 2006) ist der Waldumbau fortzusetzen. Neben der Baumartenanreicherung i. S. der Risikostreuung dient er aufgrund der bodenmeliorativen Vorteilswirkungen in besonderem Maße der Wiederherstellung oder dem Erhalt standorts- und walddökosystemspezifischer Stoffkreisläufe. Das zeigt sich zunächst und vor allem an der qualitativen Aufwertung der Humusaufgabe.
5. Kalkung zur Leistungs- und/oder Vitalitätsverbesserung ist im nordostdeutschen Tiefland derzeit nicht erforderlich.
6. Bei nährstoffreicherem Untergrund ist der Anbau von Laubbaumarten mit ausgeprägtem Basenpumpeneffekt, besonders als Beimischung in Nadelholzforsten, ein wichtiger Beitrag zur langzeitlichen Stabilisierung von ökosystemaren Stoffkreisläufen. In die Waldentwicklung sind standortgerechte Baumarten mit ausgeprägter Tiefendurchwurzelung einzubeziehen, um die Basenreserven der Bodensubstrate zu erschließen.
7. Die Sicherstellung der standortspezifischen Nährstoffnachhaltigkeit und der Erhalt bzw. die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit sind zentrale Elemente der waldbaulichen Zielstellung. Neben den technischen und technologischen Erfordernissen spielt dabei der standortspezifisch limitierte Nährstoffentzug eine entscheidende Rolle. Er wird im Regelfall nach Standortgüte und -zustand differenziert und manifestiert sich waldbaulich durch:
 - a. den Verzicht auf Ganzbaumnutzung,
 - b. den bodenzustandsorientierten Biomasseentzug.

Auf degradierten Waldstandorten ist der Verbleib des Kronenmaterials im Waldökosystem nach der Holzerte selbstverständlich. Auf stark basenangereicherten Waldstandorten könnte der Entzug des Kronenmaterials sogar eine Annäherung an den Gleichgewichtszustand und die standortsspezifischen Stoffkreisläufe bewirken. RIEK et al. (2015) modellierten szenarische „Input-Output-Bilanzen“, die als Ansatz zur Verbesserung des ressourcenschonenden, vorsorgenden Bodenschutzes dienen könnten. Demnach gilt: Je leistungsschwächer der Waldstandort, desto geringer der mögliche Nährstoffentzug (Abb. 9). Bezugsgröße ist der effektive Wurzelraum.

3 Waldschutz

3.1 Ausgewählte Monitoringergebnisse zu Entwicklung und Stand der forstsanitären Situation

Entscheidenden Einfluss auf die Waldentwicklung hat die Entwicklung der Waldschutzsituation. Die in diesem Zusammenhang erhobenen Monitoringdaten (LFE, Monatlicher Waldschutzmeldedienst) dienen der Prozess- und Situationsanalyse und der Ermittlung kausaler Zusammenhänge zu Nutzungsprozessen, Klimaveränderungen und/oder anderen für forstsanitären Veränderungen ursächlich in Frage kommenden Faktoren.

Im Bereich der abiotischen Schadfaktoren ist aufgrund der dargestellten Klimaparameter vor allem die Untersuchung der Entwicklung von Dürre-, Frost- und Waldbrandschäden naheliegend. Abb. 10 und 11 zeigen, dass eine tendenzielle Zu- oder Abnahme von Dürre- und Frostschäden in den vergangenen Jahren nicht feststellbar war. Vielmehr konzentrierten sich flächenhaft auffällige Schadereignisse bei den Dürreschäden auf herausragende Dürrejahre wie 2003 und 2006 (Abb. 10). Der nachgewiesene Temperaturanstieg der vergangenen 35 Jahre (Abb. 7.1 und 7.2) lässt zunächst vorgeschobene Austriebszeitpunkte der Laubbaumarten und somit steigende Frostschäden ver-

muten. Dieser Ansatz bestätigte sich nicht. Lediglich extreme Spätfrostereignisse, vor allem im Jahr 2011, erhöhten die Schadfläche deutlich (Abb. 11). Von Frostschäden betroffen waren vornehmlich die Baumarten Eiche und Rot-Buche im Kulturstadium. Allerdings ist zu konstatieren, dass die insbesondere durch Spätfrost verursachte Schadensfläche mit durchschnittlich 741 ha/Jahr auf beachtlich hohem Niveau verbleibt. Das extreme Frostjahr 2011 wurde nicht eingerechnet. Die festgestellten Dürre- und Frostschäden sind ein weiterer deutlicher Indikator für die Notwendigkeit der Schaffung nivellierter mikroklimatischer Bedingungen auf waldbaulichem Wege – insbesondere durch Schirmschutz.

Der Schadfaktor Waldbrand reagierte deutlich sensibler auf Trockenperioden als der Faktor Dürreschäden. Abb. 12 verdeutlicht, dass nicht nur extreme Dürrejahre wie 2003 und 2006 zu einem Anstieg der Waldbrandschäden führten. Auch Jahre mit unterdurchschnittlichen Niederschlägen und/oder langen Trockenphasen wie 2008 und 2015 bewirkten bereits eine Zunahme der Waldbrandfläche. Ein unmittelbarer Zusammenhang zu den Niederschlägen im Gesamtjahr bzw. in der Vegetationsperiode lässt sich nicht zwangsläufig herstellen (Abb. 1.1 und 1.2), da diese zumeist ungleichmäßig fallen. Vor allem die oft extrem trockene

Frühjahrsphase führt im nordostdeutschen Tiefland zu einer Gefährdungssituation. Auf der Grundlage der Daten der Forstlichen Umweltkontrolle sieht KALLWEIT (2016) eine hohe und weiterhin steigende Waldbrandgefahr im nordostdeutschen Tiefland.

Die Betrachtung der biotischen Schadfaktoren konzentriert sich bei den Laubböhlzern auf den Eichenprozessionsspinner. Obwohl der Fraßschwerpunkt des Eichenprozessionsspinners im Wesentlichen eine Baumart, die Eiche, ist, gilt er im nordostdeutschen Tiefland derzeit als bedeutendster biotischer Schadfaktor.

Abb. 13.1 stellt den Anstieg der Befallsfläche seit 2004 und die Befallsausbreitung, vor allem im Westen und Nordwesten des Landes Brandenburg dar. Auf den nochmaligen dramatischen Anstieg der Befallsfläche im Jahr 2013 wurde mit einem massiven Einsatz von Dipel ES und Dimilin auf 8.000 ha erfolgreich reagiert und die Fraßintensität seit 2004 erstmals reduziert. Im Jahr 2014 wurde, überwiegend mit Biozidmaßnahmen, auf 1.400 ha bekämpft. Die Ausbreitungskarte des Jahres 2015 (Abb. 13.2) zeigt eine deutlich verringerte Befallsfläche, die nicht auf eine Abschwächung der Gradation, sondern auf die erfolgreichen Bekämpfungsmaßnahmen zurückzuführen ist. Daneben kann-

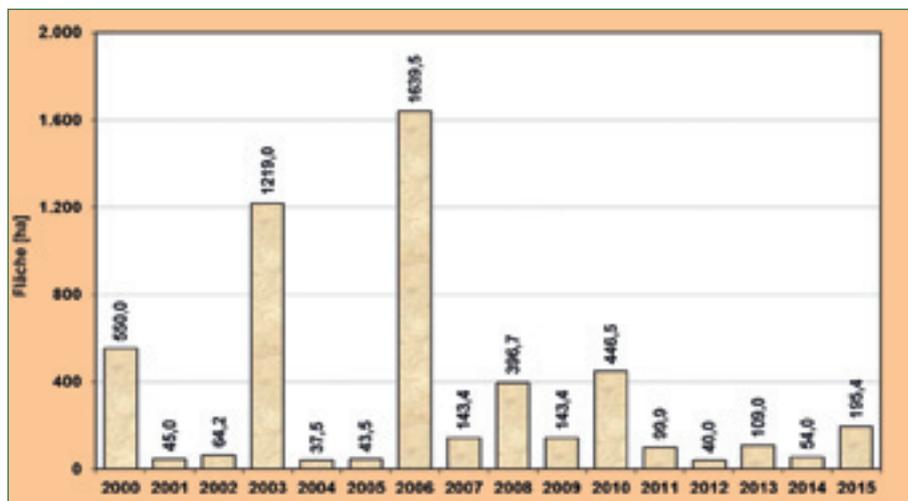


Abb. 10: Schadfläche Dürreschäden im Zeitraum 2000 bis 2015 im Land Brandenburg (LFE, Monatlicher Waldschutzmelde-dienst).

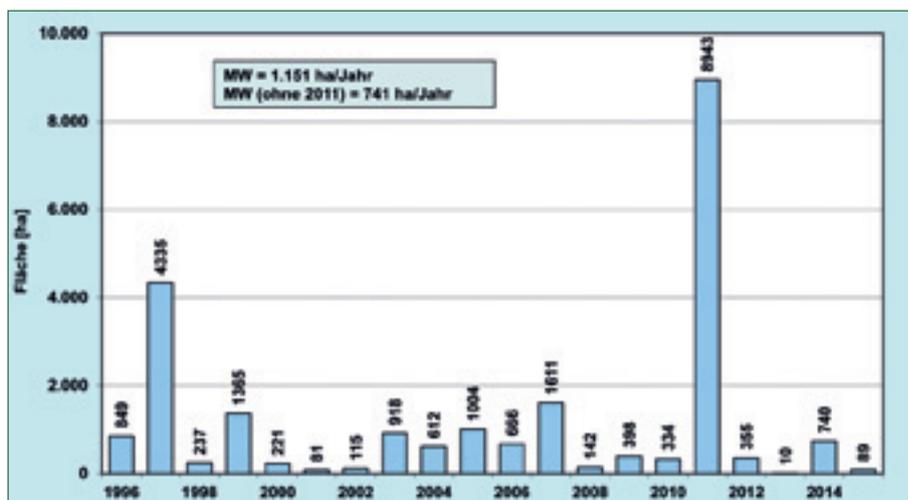


Abb. 11: Schadfläche Frostschäden im Zeitraum 1996 bis 2015 im Land Brandenburg (LFE, Monatlicher Waldschutzmelde-dienst).

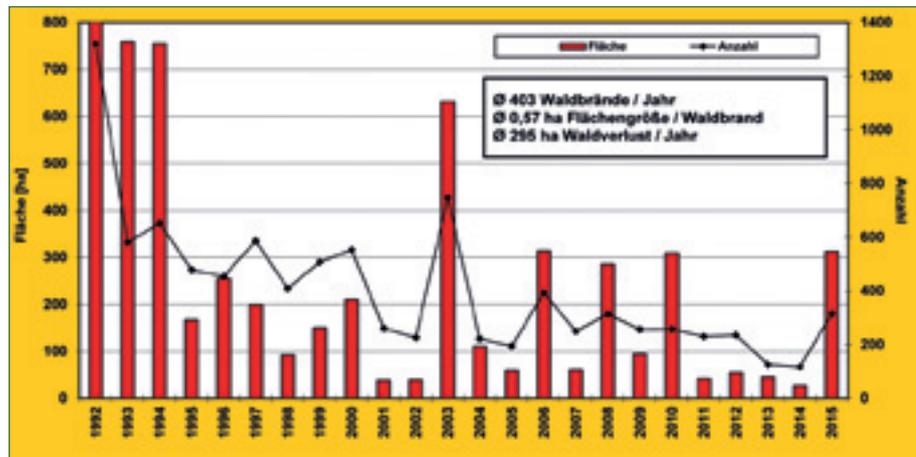


Abb. 12: Waldbrandgeschehen im Zeitraum 1992 bis 2015 im Land Brandenburg.

te auf der verbliebenen Fraßfläche die Fraßintensität erheblich verringert werden.

Die synoptische Zusammenführung der dargestellten Temperaturentwicklung und der Befalls- bzw. Fraßentwicklung beim Eichenprozessionsspinner (EPS) deutet auf einen kausalen Zusammenhang hin. Bereits Untersuchungen von CUSTERS (2003) ergaben einen plausiblen Zusammenhang zwischen den Witterungsverhältnissen und der Populationsdynamik des Eichenprozessionsspinners, den MEURISSE et al. (2012) als wärmeliebenden „Gewinner“ des Klimawandels einordneten. SCHRÖDER et al. (2016) wiesen nach, dass im nordostdeutschen Tiefland die Witterungsbedingungen für den EPS günstiger geworden sind – vor allem seit 1990. So verlagerte sich der Schlupftermin aufgrund der Niederschlagsarmut im Monat April und der ansteigenden Lufttemperaturen in die erste Aprilhälfte. Dadurch nahm der wärmeinduzierte Stress für die Raupen (WAGENHOFF et al. 2014) tendenziell ab. Ferner führten die ebenfalls ansteigenden Winter-Minimaltemperaturen zu einer geringeren Mortalität

der überwinterten Eieräupchen. Hinzu kommen die große „Hungertoleranz“ des EPS, die ein Hinweis auf die hohe Angepasstheit der Art an die individuelle phänologische Varianz der Nahrungspflanze ist und die bislang geringe Wirkung möglicher Antagonisten wie Schlupfwespen oder Singvögel (z. B. Meisen, Pirol, Kuckuck). Der von SCHRÖDER et al. (2016) nachgewiesene Einfluss der Faktoren Temperatur und Niederschlag kann zwar das komplexe Gefüge aller Einflüsse auf die Populationsdynamik noch nicht abschließen erklären, zeigt aber, dass derzeit eher von einer gleichbleibenden oder steigenden forst- und humansanitären Gefahr durch den Eichenprozessionsspinner auszugehen ist.

Das Fraßgeschehen in den Kiefernforsten des nordostdeutschen Tieflandes dominieren derzeit die Kiefern-Großschädlinge Kiefernbuschhornblattwespe, Nonne und Kiefernspinner. Die Abb. 14.1 bis 14.3 stellen die von merklichem und starkem Fraß sowie Kahlfraß dieser Schadinsekten betroffene Flächengröße dar. Sie beträgt durchschnittlich bei der Kiefernbuschhornblatt-

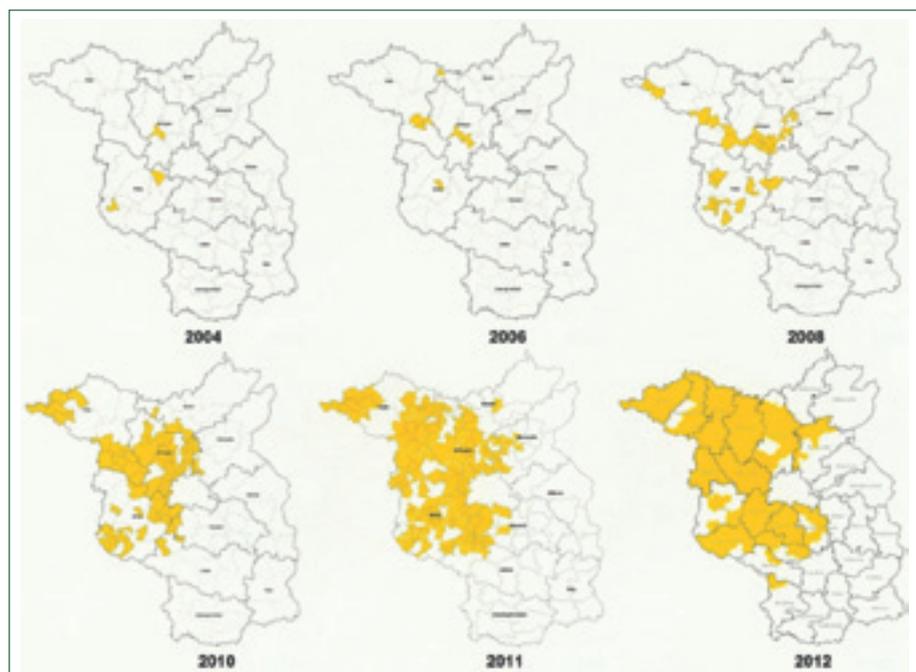


Abb. 13.1: Fraßfläche des Eichenprozessionsspinners im Land Brandenburg in den Jahren 2004 bis 2012 (LFE, FB Waldschutz, Meldungen der Revierförster).

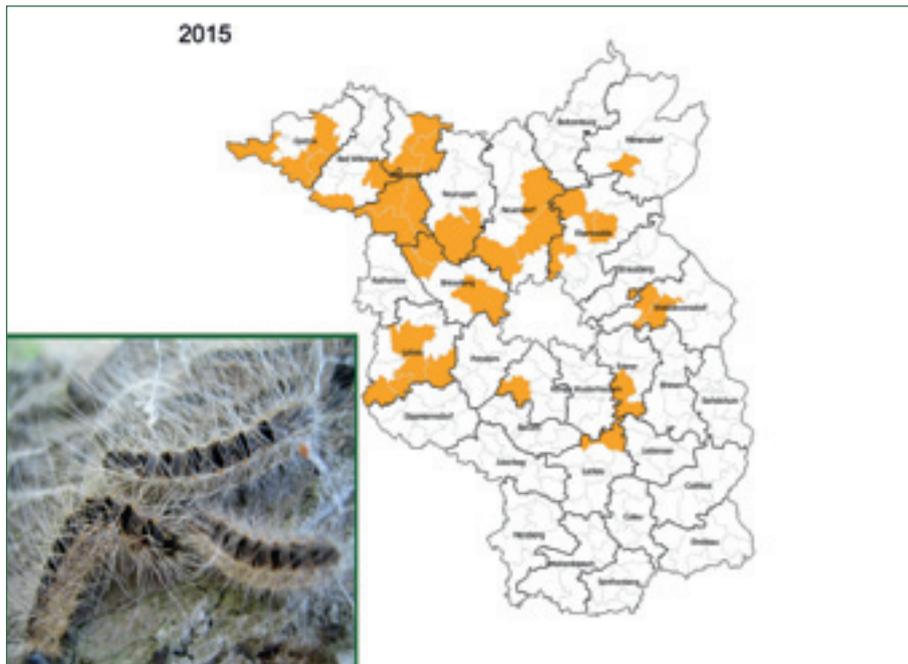


Abb. 13.2: Fraßfläche des Eichenprozessionsspinner im Land Brandenburg im Jahr 2015 (LFE, FB Waldschutz, Meldungen der Revierförster).

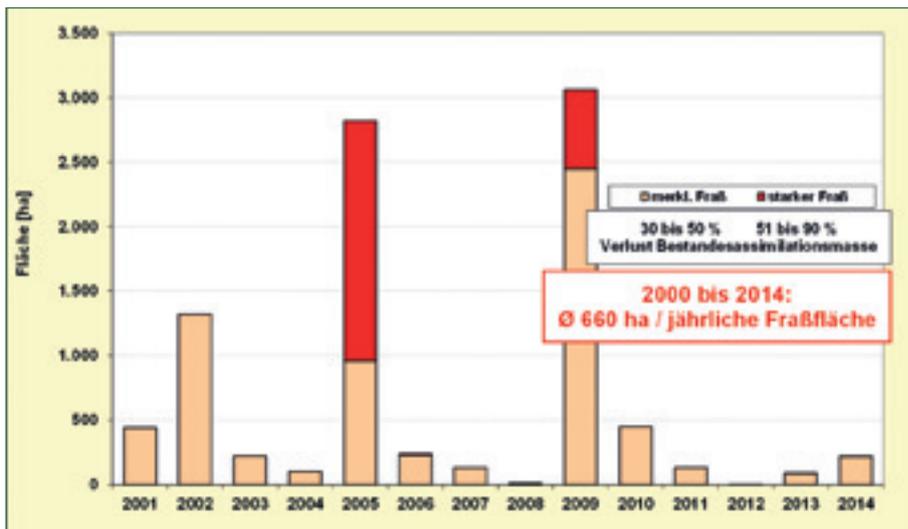


Abb. 14.1: Fraßflächen der Kiefernbuschhornblattwespe im Land Brandenburg in den Jahren 2000 bis 2014 (LFE, Monatlicher Waldschutzmeldedienst).

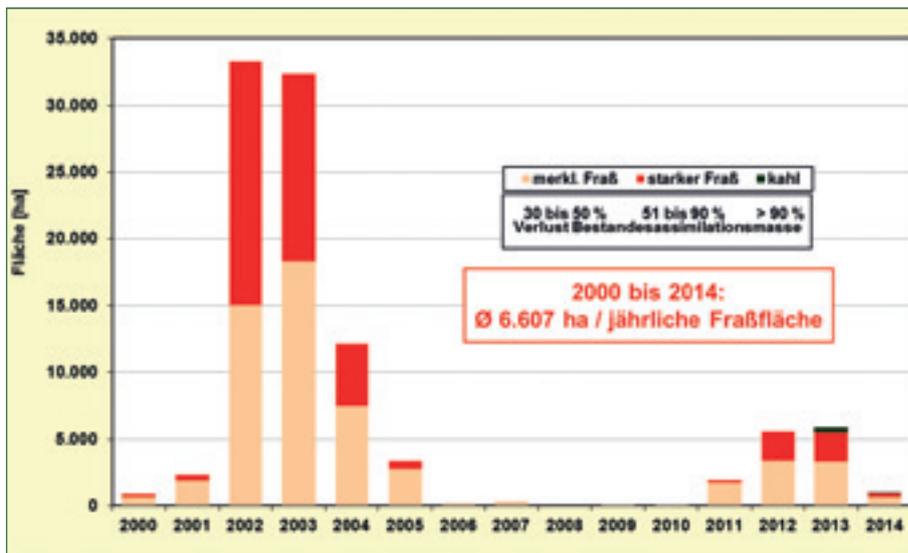


Abb. 14.2: Fraßflächen der Nonne im Land Brandenburg in den Jahren 2000 bis 2014 (LFE, Monatlicher Waldschutzmeldedienst).

Abb. 14.3: Fraßflächen des Kiefernspinners im Land Brandenburg in den Jahren 2000 bis 2014 (LFE, Monatlicher Waldschutzmeldedienst).

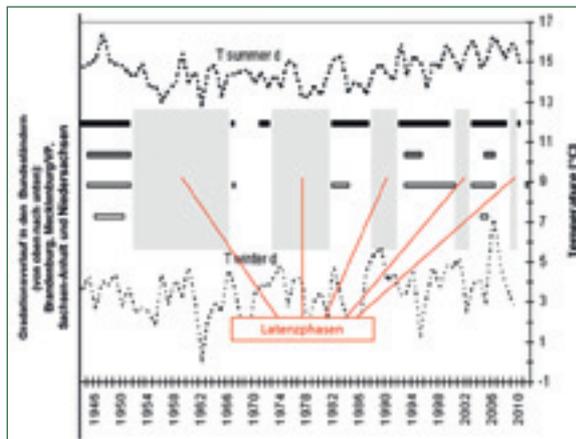
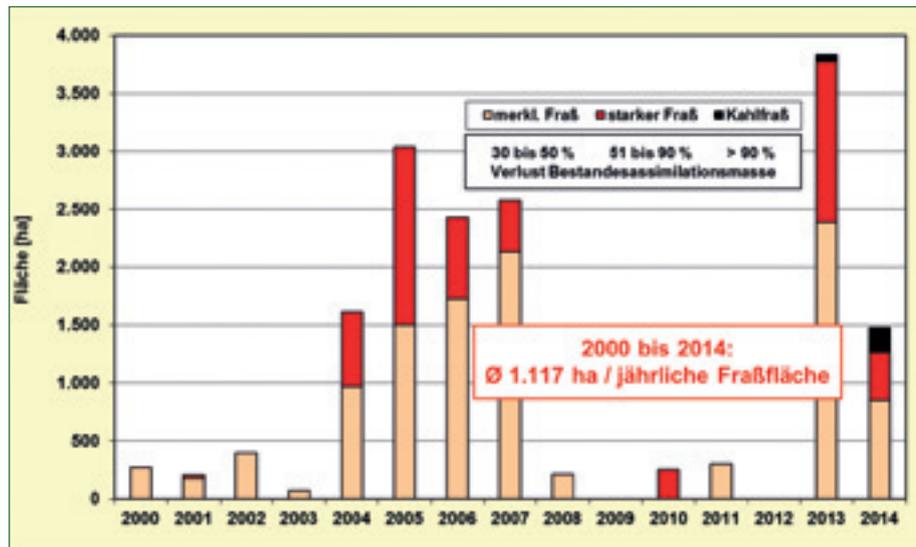


Abb. 15: Gradationsphasen des Kiefernspinners in Abhängigkeit von der Entwicklung der mittleren Tagesstemperatur im Sommer und im Winter (GRÄBER et al. 2012).

wespe 660 ha/Jahr, bei der Nonne 6.607 ha/Jahr und beim Kiefernspinner weitere 1.117 ha/Jahr (LFE, Monatlicher Waldschutzmeldedienst). Insgesamt entfällt damit auf diese drei Kieferngrößschädlinge eine Waldfläche von durchschnittlich 8.384 ha/Jahr. Das entspricht momentan durchschnittlich einem Anteil von 4,8 % der brandenburgischen Kiefernfläche. Der Flächenanteil der gegen Kiefern-Großschädlinge bekämpften Kiefernforsten ist gleichwohl mit 1,4 % (MÖLLER, mdl. 2016) deutlich geringer.

Die Dynamik des Fraßgeschehens zeigt zunächst eine von typischen Gradationszyklen gekennzeichnete Fraßintensität in den vergangenen 15 Jahren. Mit Blick auf die dargestellten klimatischen Veränderungen ist für die waldbauliche Perspektive der Kiefernforsten zu klären, ob die festgestellten Gradationszyklen noch artspezifisch „normal“ sind oder bereits durch veränderte Klimaparameter modifiziert wurden.

Anhand des Massenwechsels des Kiefernspinners deutet sich ein Zusammenhang zwischen dem Temperaturanstieg in den Jahren 1950 bis 2010 und einer Veränderung der Gradationszyklen an (Abb.15).

Nach GRÄBER et al. (2012) ist tendenziell eine Verkürzung der zwischen den Gradationsphasen liegenden Latenzphasen mit dem zwar geringen aber stetigen Anstieg der Lufttemperatur in der Vegetationsperiode erkennbar. Fraßintensive Gradationsereignisse erfolgten demnach in immer kürzeren zeitlichen Abständen. Sollte sich der dargestellte Temperaturverlauf fortsetzen, ist waldbaulich und forstwirtschaftlich zu beachten, dass die Gemeine Kiefer momentan einerseits die an eine mögliche Klimaerwärmung physiologisch am besten angepasste heimische Wirtschaftsbaumart ist, andererseits jedoch von einem steigenden forstsanitären Risiko ausgegangen werden muss.

3.3 Waldbauliche Schlussfolgerungen

Die Daten des Waldschutzmonitorings bestätigen bewährte Waldbaugrundsätze. Im Mittelpunkt der aus den forstsanitären Entwicklungen resultierenden waldbaulichen Maßnahmen steht erwartungsgemäß die Risikovorsorge und -streuung. Naheliegende waldbauliche Schlussfolgerungen sind:

1. Es ist grundsätzlich eine standortsangepasste Baumartenvielfalt als Basis zur Sicherung stabiler, elastischer und letztendlich auch wirtschaftlich leistungsfähiger Waldökosysteme aufzubauen bzw. zu erhalten. Dabei müssen standortgerechte aber konkurrenzschwächere Baumarten im Zuge der Standraum- und Mischungsregulierung unterstützt werden.
2. Zudem schafft die horizontale und vertikale Strukturierung von Wäldern zusätzliche Entwicklungsalternativen nach forstsanitären Störungsereignissen. Die Strukturentwicklung kann durch waldbauliche Maßnahmen bspw. durch Lückenerweiterungen im Oberstand oder ungleichmäßige Hiebsführung gefördert werden.
3. Es gilt das Prinzip des „waldschutzgerechten Waldbaus“ (MÖLLER, mdl. 2016), d. h. waldbauliche Priorität hat die Schadensvermeidung. Demnach sind

grundsätzlich Waldökosysteme zu entwickeln, denen hinsichtlich forstsanitärer Gefahren ein vglw. geringes Risiko unterstellt werden kann.

4. Die Förderung der Habitatvielfalt und damit des forstsanitären Gegenspielerpotenzials ist ein wesentliches Instrument der forstsanitären Prophylaxe und der Schadensbegrenzung. Hierzu zählen bspw. die Waldrandgestaltung, das Belassen von Totholz im Wald sowie der Vogel- und Ameisenschutz.
 5. Bei permanentem und eklatantem Missverhältnis zwischen dem für den Erhalt der vorhandenen Baumartenstruktur erforderlichen forstsanitären Vorsorge- und/oder Bekämpfungsaufwand und den wirtschaftlichen Erwartungen an die Bestockung ist eine Korrektur der waldbaulichen Zielstellung zu prüfen. Im Hinblick auf die Baumartenwahl bietet der Bestandeszieltypenerlass des Landes Brandenburg (STÄHR et al. 2006) standortsgerechte Alternativen.
 6. Moderate Auflichtungen dienen der individuellen und kollektiven Stabilisierung der Bestockung. Gleichwohl darf die Auflichtung nicht zur Prädisposition gegenüber wärmeliebenden Schadinsekten führen.
 7. Kahlschlagsfreie Bewirtschaftung mindert oder vermeidet Dürre- und Frostschäden.
 8. In waldbrandgefährdeten Kiefernforsten mindert natürliche Verjüngung durch zusätzliche Beschattung und bodenmeliorative Vorteilswirkungen die Waldbrandgefahr und ist daher zu belassen. Sie darf jedoch die waldbauliche Zielstellung und die angestrebte Waldentwicklung nicht gefährden (z. B. bei Zwischenstand aus flächendeckender Verjüngung mit Spätblühender Traubenkirsche).
 9. Bei Erreichen der Gefährdungskennziffer ≥ 1 ist in Schwerpunktarealen eine aktive Bekämpfung biotischer Schadfaktoren erforderlich.
 10. Die konsequente Bejagung des Schalenwildes ist für die Entwicklung widerstands- und regenerationsfähiger naturnaher Waldökosysteme eine elementare Voraussetzung. Im Land Brandenburg bestehen hierfür günstige rechtliche Rahmenbedingungen.
- naturschutzfachlichen Zielstellung erforderlich. Zudem können regionalisierte waldbauliche Verfahren auf standörtlicher Grundlage, d. h. unter Beachtung von Regionalklima-, Trophie- und Feuchtedifferenzen, zum Aufbau stabiler Waldstrukturen beitragen.
 - Waldumbau muss flexibel sein/werden, um die Risikostreuung zu erhöhen.
 - Nadelbaumarten erwiesen sich einerseits in den vergangenen rd. 20 Jahren klimastabiler als Laubbaumarten und sind daher als waldbauwirtschaftliche Perspektive nicht zu vernachlässigen. Andererseits führten Nadelbaumbestockungen auf leistungsfähigen mindestens mäßig nährstoffhaltigen Waldstandorten zu negativen Abweichung von den ökosystemspezifischen Stoffkreisläufen (Versauerung, Degradation). Es ist davon auszugehen, dass Laub- und Nadelbaumarten bei fortschreitendem Temperaturanstieg einem verstärkten forstsanitären Risiko unterliegen.
 - Mit einer standortsangepassten flächen- und einzelbaumweisen Baumartenmischung sowie waldbauwirtschaftlich sinnvollen und waldbauökologisch wirksamen Waldstrukturen werden Waldökosysteme weniger „angreifbar“ und Entwicklungsalternativen nach Störungsereignissen geschaffen.
 - Die Waldentwicklung mit Hilfe biologischer Automatismen muss durch konsequente Bejagung und aktiven Waldschutz sichergestellt werden.
 - Die Bewirtschaftung der Waldökosysteme erfolgt kahlschlagsfrei.
 - Standortsangepasster, nachhaltiger Bodenschutz durch bodenzustandsorientierte Belassung von Biomasse und substratangepasste Holzernteverfahren ist eine elementare Voraussetzung für die Gewährleistung ökosystemspezifischer Stoffkreisläufe und damit stabiler, regenerations- und leistungsfähiger Waldökosysteme.
 - Klimawandel ist keine geografische Parallelverschiebung. So ist derzeit nicht davon auszugehen, dass die klimatischen Bedingungen heute trockener und niederschlagsarmer Regionen in Süd- und Südwesteuropa exakt die künftigen klimatischen Bedingungen im nordostdeutschen Tiefland abbilden. Vielmehr deuten die Monitoringdaten darauf hin, dass sich saisonale Temperatur- und Niederschlagsverläufe ändern und Störungsereignisse (z. B. Sturm, Dürre) häufiger und drastischer auftreten könnten.
 - Für die Art und den Umfang waldbaulicher Richtungskorrekturen, die sich aus veränderten Klima-, Boden-, Waldschutzparametern ergeben und die Wahl der hierfür erforderlichen waldbaulichen Instrumente erwies sich das Forstliche Umweltmonitoring als zwingend erforderlich!

4 Fazit

Bei der Festlegung der waldbaulichen Zielstellung haben die Faktoren Risikominimierung sowie individuelle und kollektive Stabilität Priorität. Zusammenfassend lassen sich folgende Aussagen aus den dargestellten Monitoringdaten ableiten:

- Es sind flexible waldbauliche Behandlungsentscheidungen anhand der Waldentwicklung, der Standortfaktoren, der Vitalitätssituation, der forstsanitären Risiken, der Ertragserwartung und der

5 Ausblick

Die Monitoringdaten deuten darauf hin, dass die aus Witterungs- und Klimaänderungen entstehenden physiologischen und/oder forstsanitären Belastungen im nordostdeutschen Tiefland für die wichtigsten heimischen Wirtschaftsbaumarten (Gemeine Kiefer, Rot-Buche, Trauben-Eiche) perspektivisch zunehmen. Eine waldbauliche Entwicklung zu struktur- und baumarntenreichen resp. risikoärmeren Waldbildern ist daher unumgänglich! Zudem erscheint eine differenziertere Regionalisierung der Waldentwicklungsziele – insbesondere anhand regionaler Klimadaten und spezifischer Standortmerkmale – sinnvoll. Im Einzelfall wird auf extrem leistungsarmen und witterungsbenachteiligten Waldstandorten ein Bekenntnis zum Walderhalt zu erwägen sein.

Danksagung

Für die Bereitstellung der aktuellen Daten der Forstlichen Umweltkontrolle des Landes Brandenburg danke ich Herrn Dr. Reinhard Kallweit. Zudem bedanke ich mich bei Herrn Prof. Winfried Riek, der die Daten und Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen zur weiteren Verfügbarkeit zugänglich gemacht sowie diskutiert und interpretiert hat. Für die Bereitstellung und Vorauswertung der von mir verwendeten Ergebnisse des Waldschutzmonitorings danke ich den Kollegen/Innen des Fachbereiches Waldschutz am Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), insbesondere Herr Pascal Ebert und Frau Dr. Katrin Möller.

Literatur

CUSTERS, C. J. L. (2003): Climate change and trophic synchronization. A case study of the Oak Processionary Caterpillar. Studentsverlag Wageningen University

GRÄBER, J.; ZIESCHE, T.; MÖLLER, K.; KÄTZEL, R. (2012): Gradationsverlauf der Kiefern-schadinsekten im Norddeutschen Tiefland. *AFZ – Der Wald*, **67** (9): 35-38

HOFMANN, G.; POMMER, U. (2005): Die Potenzielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MLUR) und Landesforstanstalt Eberswalde (LFE) (Hrsg.), *Ebw. Forstl. Schr.-reihe*, Bd. XXIV, Eberswalde und Potsdam, 312 S.

KALLWEIT, R.; MAYER, U. (2008a): § 10 LWaldG (Kahlschlag) – Was sind freilandähnliche Verhältnisse nach Holznutzungsmaßnahmen? *Ebersw. Forstl. Schr.-reihe*, Bd. 35, Hrsg.: Minist. f. Ländl. Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz. d. Landes Brandenburg, Eberswalde und Potsdam, 17-25

KALLWEIT, R.; MAYER, U. (2008b): Kahlschlagsverbot: Was sind freilandähnliche Verhältnisse?, *AFZ – Der Wald*, **63** (9): 461-463.

KALLWEIT, R. (2015): Waldzustandsbericht 2015 des Landes Brandenburg. Hrsg.: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) des Landes Brandenburg und Landesbetrieb Forst Brandenburg (LFB), Eberswalde und Potsdam, 23 S.

KALLWEIT, R. (2016): Klimaänderung und Witterungsdynamik in Brandenburg. *AFZ – Der Wald*, **71** (3): 15-18

KÄTZEL, R.; KALLWEIT, R.; LÖFFLER, S.; MÖLLER, K.; BECK, W.; SCHRÖDER, J. (2016): Zur Klimaplastizität der Wälder in Brandenburg. *AFZ – Der Wald*, **71** (3): 19-24

MEURISSE, N.; HOCH, G.; SCHOPF, A.; BATTISTI, A.; GRÉGOIRE, J. C. (2012): Low temperature tolerance and starvation ability of the oak processionary moth: implications in a context of increasing epidemics. *Agricultural and Forest Entomology*, **14**: 239-250

RIEK, W.; RUSS, A.; KÜHN, D. (2015): Waldbodenbericht Brandenburg. Bd. 1. *Ebw. Forstl. Schr.-reihe*, Bd. 60, Hrsg.: Minist. f. Ländl. Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) d. Landes Brandenburg und Landesbetrieb Forstbetrieb Forst (LFB), Eberswalde und Potsdam, 170 S.

RIEK, W.; RUSS, A. (2016): Regionalisierung: Ableitung von Flächenaussagen aus Fallstudien und BZE. *Ebw. Forstl. Schr.-reihe*, i. d. Bd. Hrsg.: Minist. f. Ländl. Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) d. Landes Brandenburg und Landesbetrieb Forst (LFB), Eberswalde und Potsdam

SCHRÖDER, J.; WENNING, A.; HENTSCHEL, R.; MÖLLER, K. (2016): Rückkehr eines Provokateurs: Was steuert die Ausbreitungsdynamik des Eichenprozessionsspinner in Brandenburg? Ergebnisse aus dem Waldklimafonds-Projekt „WAHYKLAS“. In: *Ebw. Forstl. Schr.-reihe*, Bd. 62, Hrsg.: Minist. f. Ländl. Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (MLUL) d. Landes Brandenburg und Landesbetrieb Forst (LFB), Eberswalde und Potsdam, 77-88

STÄHR, F.; KÖHLER, F.; ROSE, B. (2006): Neufassung der Bestandeszieltypen für das Land Brandenburg. *AFZ – Der Wald*, **61**: 754-757

WAGENHOFF, E.; WAGENHOFF, A.; BLUM, R.; VEIT, H.; ZAPF, D.; DELB, H. (2014): Does the prediction of the time of egg hatch of *Thaumetopoea processionea* (Lepidoptera: notodontidae) using a frost day/temperature sum model provide evidence of an increasing temporal mismatch between the time of egg hatch and that of budburst of *Quercus robur* due to recent global warming? *European Journal of Entomology*, **111** (2), 207-215



Forstwirtschaft



30 Jahre Forstliches Waldzustands-Monitoring
in Brandenburg

Exkursionsführer

zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016
in Eberswalde





Landeswaldoberförsterei Groß Schönebeck

Einführung in das Exkursionsgebiet und Exkursionsroute



(Quelle: http://de.wikipedia.org/wiki/Biosph%C3%A4renreservat_Schorfheide-Chorin)



Lage der Level 2-Dauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg.

Exkursionsroute



Geschichte der Schorfheide

(Quelle: www.barnim.de)

Der Name **Schorff Heyde** wird für das Gebiet am Werbellinsee erstmals in alten Akten 1713 als Forstort erwähnt, als hier ein großer Eichelkamp angelegt wurde. Die Herkunft des Namens Schorfheide ist noch immer umstritten und die Interpretationen sind vielfältig: wahrscheinlich leitet sich der Name von Schorf = raue Rinde, Grind ab und steht in Beziehung zur rauhen Borke der Bäume oder zu den Harzausscheidungen der Kiefer. Der breiten Öffentlichkeit bekannt wurde der Name Schorfheide erst nach Gründung des Königlichen Hofjagdammtes im Jahre **1821** und dem Bau des Jagdhauses Hubertusstock **1847** durch König Friedrich Wilhelm IV. Zum Hofjagdrevier zählten zu jener Zeit die Oberförstereien Groß Schönebeck, Pechteich, Grimnitz, Reihersdorf und Zehdenick.

Am 19. April **1930** veröffentlichte die preußische Regierung in ihrem Amtsblatt die „Verordnung über das Naturschutzgebiet Schorfheide“. Mit Wirkung vom 1. April 1936 wird die Schorfheide eine rechtskräftige Stiftung mit Sitz in Berlin. Ihr wurde nach § 3 dieses Gesetzes das Nutzungsrecht an allen in Eigentum des Preußischen Staates befindlichen Grundstücken der Forstämter Alt Placht, Grimnitz, Groß Schönebeck, Himmelpfort, Pechteich, Reihersdorf und Zehdenick eingeräumt. Damit ging die Stiftung wesentlich über das alte Naturschutzgebiet hinaus und zwar um die außerhalb des Wildgatters liegenden Teile des Forstamtes Zehdenick sowie um die kompletten Forstämter Alt Placht und Himmelpfort. Mit der Verordnung des Reichsforstmeisters und Reichsjägermeisters vom 24. Dezember 1936 wurden die der Stiftung Schorfhei-

de überlassenen Flächen zum „Reichsnaturschutzgebiet“ erklärt. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Gesetz der § 18, der beinhaltet, dass Grundflächen, die von einem Reichsnaturschutzgebiet umschlossen oder daran angrenzen, enteignet werden können, wenn dies für die Zwecke des Naturschutzes erforderlich ist. Dieser Paragraph wurde in der Folgezeit häufig in Anwendung gebracht oder als Druckmittel gegen nicht verkaufswillige Grundeigentümer benutzt. Göring, für den die Schorfheide ein persönliches Jagdgebiet darstellte, war über die gesamten Jahre seiner Herrschaft bestrebt, die Stiftung Schorfheide trotz ihrer beachtlichen Ausdehnung (1937 52 000 ha) ständig zu erweitern und abzurunden. Ihre größte räumliche Ausdehnung erreichte die Schorfheide in der Zeit des Dritten Reiches als Reichsnaturschutzgebiet innerhalb der „Stiftung Schorfheide“ durch Zukäufe **bis 1945** mit rund 60 000 Hektar.

Mit dem Ende des Zweiten Weltkrieges schien auch die Schorfheide unterzugehen. Sie erlitt große Schäden, obgleich es hier zu keinen nennenswerten Kämpfen kam. Übermäßig hoher Holzeinschlag lichtete die Bestände auf und führte zu großen Kahlschlägen. Große Teile ihrer Fläche verlor sie durch Truppenübungs- und Militärflugplätze. Das Wild wurde in groß angelegten Treibjagden rücksichtslos abgeschossen. Der mehr als zweihundert Kilometer lange Außenzaun wurde abgebaut und sein Draht für militärische Zwecke benutzt. Die Bevölkerung verheizte dann die gut brennenden imprägnierten Pfosten.

Nach dem Krieg erfolgte schrittweise die Reorganisation der Schorfheide zum Sonderjagdgebiet. **1946/47** wurde ein Landesforstgut gegründet, welches die



Abb. 1: Karte von der ersten Vermessung und Schlageinteilung des Grimnitzer Reviers im Jahr 1767.

Wald und Landwirtschaftsflächen des Reviers Hubertusstock bewirtschaftete. **1952** ging es in die Rechtsträgerschaft des Ministeriums des Inneren über und diente bis **1971** als Erholungsheim leitender Angestellter, vor allem hoher Offiziere der Kasernierten Volkspolizei und später der Nationalen Volksarmee. **1962** erfolgte die Umprofilierung des Sonderjagdgebietes Hubertusstock zu einem Staatsjagdgebiet. Es wurde als gesonderte Oberförsterei dem Forstbetrieb der Na-

tionalen Volksarmee in Straußberg unterstellt. Mit der Auflösung des Sonderjagdgebietes im Januar **1990** und dem Ministerratsbeschluss vom 16. März 1990 wurde entschieden, dass die Schorfheide in ein neu auszuweisendes „Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin“ zu integrieren ist. Damit soll gesichert werden, dass die in vielen Bereichen noch naturnahe Kulturlandschaft für die Zukunft erhalten bleibt.

Exkursionspunkt 1 (Revier Köllnsee)

Dauerbeobachtungsfläche Level 2 Kiefer (1203, Kienhorst)

Forstort und Standort

HObf	Eberswalde
HRevier	Joachimsthal
LOBf	Groß Schönebeck
LRevier	Köllnsee
Abt.	81b ²
Eigentumsform:	Landeswald
Bestockung	Kiefern Reinbestand
Bestandesbegründung	1904
Stamm-Standortsgruppe:	Z2 ^{III} m
Lokal-Bodenform:	Haselberger Sand-Rostpodsol
Jahresmitteltemperatur	8,5 °C
Vegetationszeit:	14,3 °C
Vegetationsruhe:	2,7 °C
Niederschlag Jahressumme	577 mm (steigend)
Vegetationszeit	320 mm
Klimatische Wasserbilanz Vegetationszeit	-200 mm (September)

Schema des Aufbaus einer Level II Fläche im Land Brandenburg

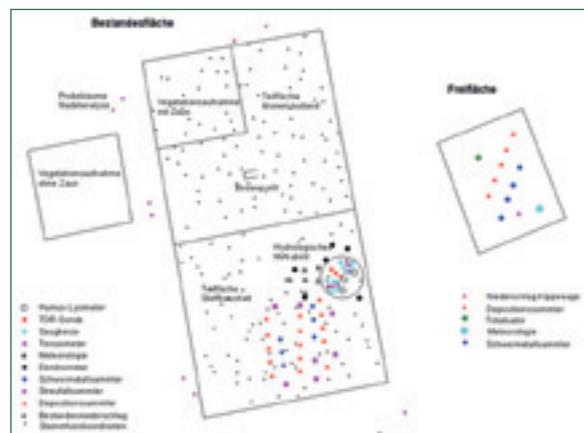
Die Bestandesflächen sind in zwei Teilflächen von jeweils 40 x 40 m unterteilt. An einer Teilfläche werden jährlich die Kronenzustandserhebungen und die Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Die zweite Teilfläche enthält die Messfelder für die Depositionsuntersuchungen im Kronendurchlass, für den Streufall, für die meteorologischen Parameter innerhalb des Bestandes, für die Sickerwassergewinnung und die bodenhydrologischen Sensoren. Von 2009 bis 2015 wurde eine Eddy-Flux Messeinrichtung zur Erfassung von CO₂- und H₂O-Flüssen über dem Kronendach betrieben; seit 2015 betreibt das ZALF eine Anlage zur Erfassung der Bodenrespiration.

Aufbau und Instrumentierung der EU-Level II Dauerbeobachtungsflächen

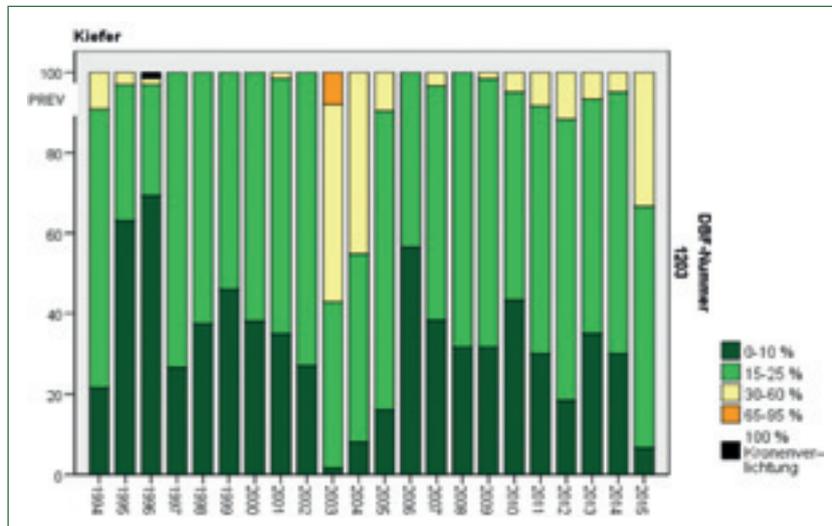
Das Untersuchungsprogramm umfasst die für die Intensitätsstufe „Level II“ vorgesehenen Schwerpunkte, die nach den abgestimmten Methoden des „Internationalen Kooperativprogramms Forsten“ der UN-Wirtschaftskommission für Europa bearbeitet werden.

Neuerungen waren 2007 die Einführung der Übertragung der Logger-Daten über Mobilfunk, die Einführung von Bildübertragungen für die Phänologie-Beobachtung (2008). Die Bodenhydrologie und Sickerwassergewinnung wurde im Verlauf der letzten Jahre (2010 – 2015) modernisiert durch den Einbau von Kanalschächten, die eine horizontale Installation von Saugkerzen und FDR-Sonden ermöglichen.

Das Programm wird im Land Brandenburg durch spezifische Untersuchungen zur biochemisch-ökophysiologischen Vitalitätsdiagnostik ergänzt.



Kronenzustandsentwicklung 1994 – 2015 Kienhorst



Für die starke Kronenverlichtung an der Fläche 1203 in den Jahren 2003 und 2004 war ein merklicher Nonnenfraß verantwortlich, der ohne Ausfälle von Bäumen innerhalb von 3 Jahren regenerierte.

Wachstum

Jahr	Alter	N	N/ha	D ₁₀₀ cm	H ₁₀₀ m	GF m ² /ha	BG	VD m ² /ha	VD a m ² /ha
1994	91	119	372	39,2	24,3	31,5	,87	332	
1999	96	116	363	40,7	25,5	33,2	,91	363	6
2004	101	112	350	42,1	25,6	34,3	,94	379	11
2009	106	109	341	43,1	26,0	35,4	,98	397	13
2014	111	108	338	44,6	27,3	37,7	1,02	443	1

Wasserhaushalt

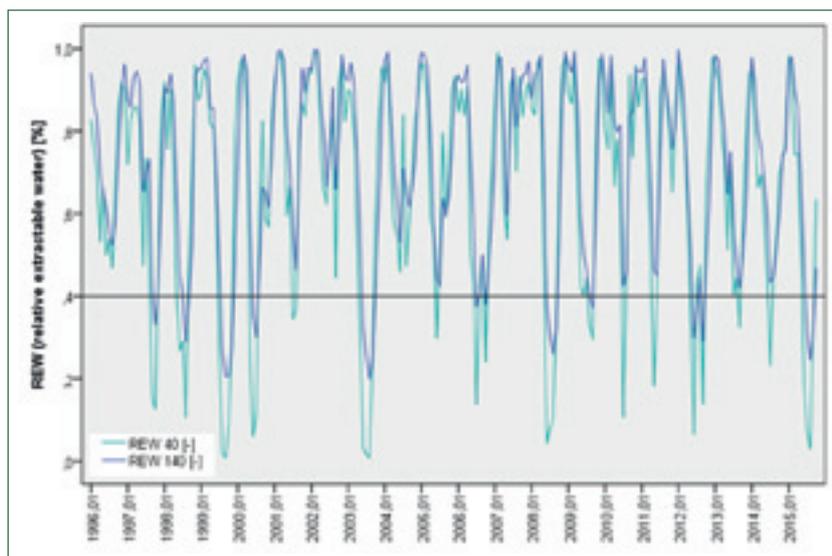


Abb. 2: Tagesmittel der Bodenfeuchte 1996-2015 in Prozent der nutzbaren Feldkapazität (REW für die Tiefenstufen 40 cm (hellblau) sowie 140 cm (dunkelblau) an der Level II-Fläche Kienhorst. Bezugslinie markiert 40 % der REW (Wasserhaushaltsmodellierung A. Russ, 2016).

Exkursionspunkt 2a (Revier Rarangsee)

Auswirkungen großflächiger Schadereignisse durch nadelfressende Kieferninsekten am Beispiel der Massenvermehrung der Nonne in der Schorfheide in den Jahren 2002 bis 2004

1. Hintergrund

- Schorfheide nördlichster Ausläufer der Nonnenmassenvermehrung 2001 – 2006 in Brandenburg
- im Frühjahr 2003 Prognose bestandesbedrohender Raupendichten, aber aus naturschutzfachlichen Gründen wird der vorbereitete Pflanzenschutzmitteleinsatz ausgesetzt
- im Sommer 2003 auf 741 ha Kahlfraß (>90 % Nadelmasseverlust) und auf 1.033 ha starke Fraßschäden (50 – 90 % Nadelmasseverlust)
- im Frühjahr 2004 Behandlung von 3.260 ha Kiefernbeständen mit dem Kontaktinsektizid Karate WG Forst und im Bereich eines Naturschutzgebietes mit dem Häutungshemmer Nomolt, um weitere Nadelverluste und daraus resultierende Bestandsschäden zu verhindern



Abb. 1: Nonnenraupe (Foto. M. Funke).



Abb. 2: Luftbild des Fraßgebiets in der Schorfheide (Heliservice, im Auftrag des MLUV).

Die intensiven Nadelverluste 2003 und die schnell deutlich werdenden Bestandsschäden waren Auslöser für systembiologische, d. h. Fachteam übergreifende Untersuchungen der Landesforstanstalt in enger Zusammenarbeit mit dem AfF Eberswalde.

2. Untersuchungsflächen

Anzahl, Lage und Größe der Untersuchungsflächen wurden den jeweiligen Versuchszielen angepasst (Abb. 2, grün). Schwerpunkt waren 2 je 45 ha große Waldgebiete im Fraßzentrum der Schorfheide (Revier Rarangsee), die gezielt von der PSM-Applikation ausgenommen worden waren (Tab. 1). Dort hatten die Fraßschäden bereits 2003 zu hohen Mortalitätsraten der Kiefern geführt. Der Bestockungsgrad in der am

stärksten geschädigten Abt. 186 a²/a³ (Abb. 2, rot) war auf 0,36 gesunken.

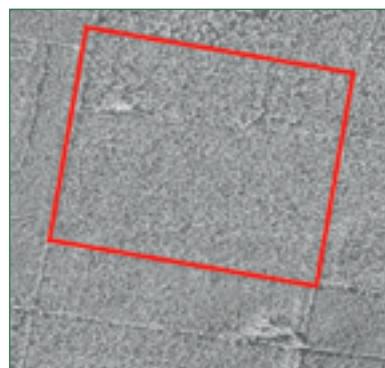
Für waldwachstumskundliche Erhebungen wurden im gesamten Fraßgebiet der Schorfheide weitere Versuchsflächen (Abb. 2, blau) angelegt. Untersuchungen zur Regenerationsfähigkeit von Kiefern nach Fraßschäden durch nadelfressende Insekten erfolgten in allen Befallsgebieten Brandenburgs.

Tab. 1: Beschreibung der Intensiv-Versuchsfläche Rarangsee 186.

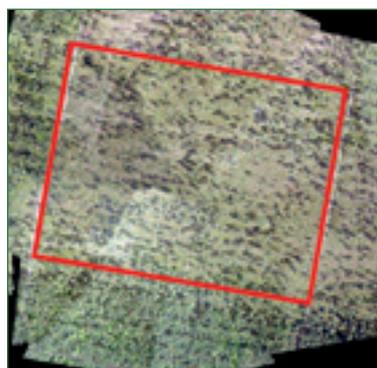
Lage	AfF Eberswalde; Oberförsterei Groß Schönebeck; Revier Rarangsee, Abt. 186 a²/a³
Wuchsgebiet	07 „Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland“
Wuchsbezirk	0711 „Kienschorfheide“
Makroklimaform	Übergangsklima zwischen dem deutlich kontinental beeinflussten Großklimabereich γ (Südmärkisches Klima) und der stärker maritim beeinflussten Großklimabereich β (Neubrandenburger Klima)
Klimastufe	Tm (mäßig trockenes Tieflandsklima), Jahresmittel der Lufttemperatur 8,5° C, Jahresschwankung 18° C, mittlerer Jahresniederschlag 540 bis 600 mm, negative klimatische Wasserbilanz -170 bis -70 mm
Geologie	Sander der Pommerschen Haupttrandlage; in der Regel von unterschiedlich mächtigen äolischen Sedimenten (Dünenbildungen) überlagert
Stamm-Standortformengruppe	Z 2; Variation zwischen Z 1 und Z 3 als Folge der anzutreffenden geländebedingt unterschiedlichen Grundwasserstufen (56, 57 und 67)
Humusform	mäßig frischer rohhumusartiger Moder
Lokalbodenformen	Schönebecker Sand-Rostpodsol (Sk S) mit kleinerflächigen Vorkommen des Eiserbuder Sandrostpodsols (EbsRP) sowie der Neuendorfer Sand-Rumpfrosterde (NdsRRE)

Tab. 2: Bestandesdaten des Oberstands (nach DSW 2011)

	186 a²	186 a³
Mischungsform	Reinbestand	Reinbestand
Fläche (ha)	9,76	4,00
Alter (Jahre)	89	107
Mittelhöhe (m)	23,0	21,9
mittl. Durchmesser (cm)	31,0	33,0



2004 (Geobasis Brbg.)



2008 (LaFoMV)



2015 (LaFoMV)

Abb. 3: Luftbilder der Untersuchungsflächen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Regeneration der Einzelbäume

Bei den Erhebungen in Fraßbeständen der Nonne von 2002 bis 2006 wiesen die untersuchten Kiefern bei $\leq 20\%$ Restnadelmasse einen deutlichen Anstieg der Mortalitätsrate auf (Abb. 4). Die maximalen Baumverluste erreichten annähernd 80 % des Ausgangsbestandes. Wesentliche Einflussgröße für das Regenera-

tionsvermögen der Kiefern ist neben der Witterung der Folgejahre und dem Befallsdruck durch holz- und rindenbrütende Insekten die Klimastufe. Die Nadelmasse der Kiefern in der Klimastufe Tm (Tiefland mäßig trocken) regenerierte im Beobachtungszeitraum von 4 Jahren schneller als die in der Klimastufe Tt (Tiefland trocken). Bekannt ist heute, dass Kahlfraß des Kiefernspinners allein oder in Kombination mit einem folgendem Dürresommer zu flächigen Totalverlusten führen kann (MÖLLER 2009, WENK 2016).

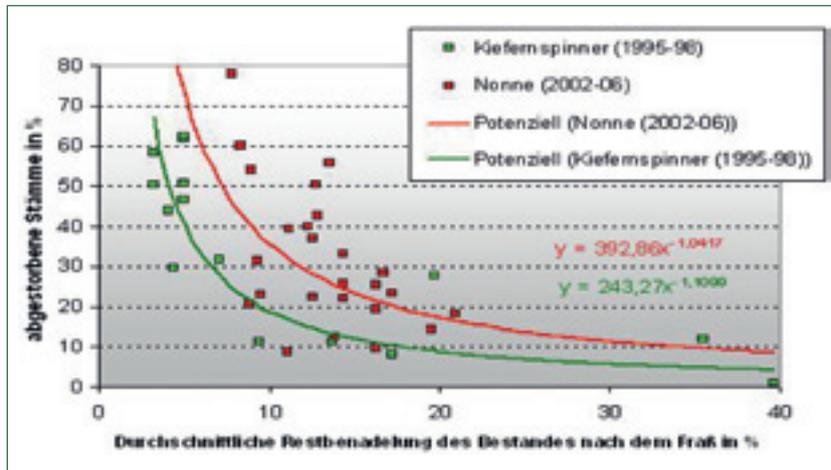


Abb. 4: Mortalitätsraten von Kiefern nach Fraß nadelfressender Insekten in Abhängigkeit von der Restnadelmasse (aus WENK & APEL 2007).

Zum Einfluss der holz- und rindenbrütenden Insekten

Interessant ist, dass der Blaue Kiefernprachtkäfer (*Phaenops cyanea*) vorwiegend an abgestorbenen Kiefern mit Restnadelmassen zwischen 30 und 60 % nachgewiesen wurde, also Kiefern, deren Regeneration nach alleinigem Nonnenfraß sehr wahrscheinlich gewesen wäre. Bedeutend war der Stehendbefall des Großen Waldgärtners (*Tomicus piniperda*) an Kiefern fast aller Restbenadlungsstufen.

Regeneration auf Stoffwechselebene

LÖFFLER & KÄTZEL (2007) konnten anhand einer Clusteranalyse alle untersuchten Bäume entsprechend nadelanalytischer Untersuchungsergebnisse so ordnen, dass eine Unterteilung der Bäume in vitale (Cluster 1), physiologisch beeinträchtigte (Cluster 2) und solche mit gestörtem Stoffwechsel (Cluster 3) möglich ist. Der im Beobachtungszeitraum von 6 Jahren dokumentierte Absterbeprozess entsprach der Zuordnung der Bäume zu den Clustern (Abb. 5). Alle Bäume mit „außer Tritt“ geratenem Stoffwechsel erholten sich nicht.

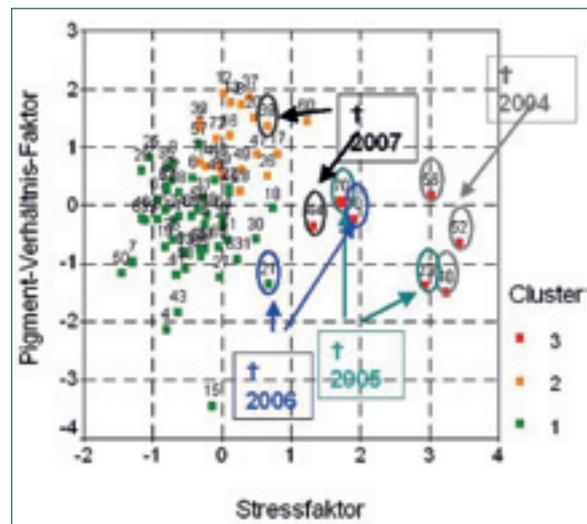


Abb. 5: Clusteranalyse nach dem Fraßereignis – die Zuordnung der Bäume entsprechend der Nadelinhaltsstoffe zeigt eine gute Korrelation zum dokumentierten Absterbeprozess in den Folgejahren (LÖFFLER & KÄTZEL 2007).

Waldwachstum und Bestandesentwicklung

Durch den starken Nonnenbefall kam es bis zum Herbst 2004 bzw. Winter 2005 zu Bestockungsgradabsenkungen von 50 – 60 % (Tab. 3). Die Absterbeprozesse durchzogen alle Baumklassen, wobei unterdrückte Bäume stärker betroffen waren. Die Fläche Rarangsee 186a2/a3 litt zusätzlich unter den orkanartigen Böen des Tiefs „Kyrill“, was zum Ausfall weiterer Bäume führte.

Da in den Beständen seit 2004 keine Durchforstungen erfolgten, zeigen die Stammzahlen der aktuellen Aufnahme 2015/2016, dass in den letzten Jahren zahlreiche Bäume noch nachträglich abgängig waren. Auch nach mehr als 10 Jahren liegen die Grundflächen weit unter der Normalbestockung.

Tab. 3: Ertragskundliche Parameter der Versuchsflächen Rarangsee 168a¹, 173a¹ und 186a².

	Rarangsee 173a ¹			Rarangsee 168a ¹			Rarangsee 186a ²		
	Apr. 04	Okt. 04	Jan. 16	Apr. 04	Okt. 04	Jan. 16	Okt. 03	Mai. 06	Mai. 15
Alter	50	51	62	78	79	90	83	80	89
N [n/ha]	1635	585	515	552	412	280		198	116
BG	0,90	0,39	0,56	0,79	0,57	0,51	0,67	0,36	0,30
Bonität	1,49	1,42	1,75	1,61	1,64	1,65	2	1,86	1,77
DG [cm]	15,23	16,85	21,80	25,55	25,44	29,18	29,7	28,94	34,56

Für alle Versuchsbestände konnten nachgewiesen werden (APEL et al. 2005, LOCKOW 2007), dass die Fraßschäden in der Schorfheide zu wirtschaftlich bedeutsam Verlusten führen.

Insbesondere zeigen Modelle (DEGENHARDT 2015), dass in den stark geschädigten Beständen mit Verlusten von bis zu 80 Fm Derbholz bzw. 5000 Euro je ha zu rechnen ist.

Exkursionspunkt 2b Verjüngung von Kiefernbeständen nach Schadereignissen

Ausgangssituation

- 2003 Fraß durch Nonnenraupen
- 2007 Sturm Kyrill
- dadurch Absenkung des Bestockungsgrades unter 0,3
- Vegetationsausbildung: Drahtschmielen-Typ (54 %) bzw. Drahtschmielen-Blaubeer-Typ

Versuchsvarianten

Auf 11 Hektar in der Abteilung 186 a² & a³ kamen 2006 folgende Verfahren zur Anwendung:

Bodenbearbeitung:

- **Pflugstreifen:** streifenweises Beseitigen der Bodenvegetation durch Einsatz eines herkömmlichen Scharpfluges mit 70 cm Arbeitsbreite und ca. 5 cm Arbeitstiefe
- **Frässtreifen:** streifenweises Zerkleinern und Einarbeiten der Vegetation in den mineralischen Oberboden durch Einsatz eines Fräsmulchgerätes vom Typ KSH 700 mit 40 cm Arbeitsbreite und 12 – 15 cm Arbeitstiefe

- **Plätze:** plätzeweises Beseitigen der Bodenvegetation ohne tiefergehenden Bodeneingriff durch Einsatz eines Blockzahngrubbers vom Typ „Kulla“
- **ohne Bodenbearbeitung:** unterlassen jeder Bodenbearbeitung (Referenzfläche für die Wirkungen der Bodenbearbeitung)

Verjüngungsarten:

- **Pflanzung** mit Kiefer 1/0
- **Saat** (maschinell auf bearbeiteten Streifen; manuell auf Plätzen)
- **Naturverjüngung**

Der Reihenabstand der Bodenbearbeitung betrug planmäßig 2 Meter, wurde aber aufgrund der Restbestockung nicht immer streng schematisch eingehalten.

Die sich hieraus ergebenden **12 Kombinationen** (Varianten) sind auf der Versuchsfläche in dreifacher Wiederholung angelegt. Der Lageplan weist die Variantenverteilung auf der Gesamtfläche aus.

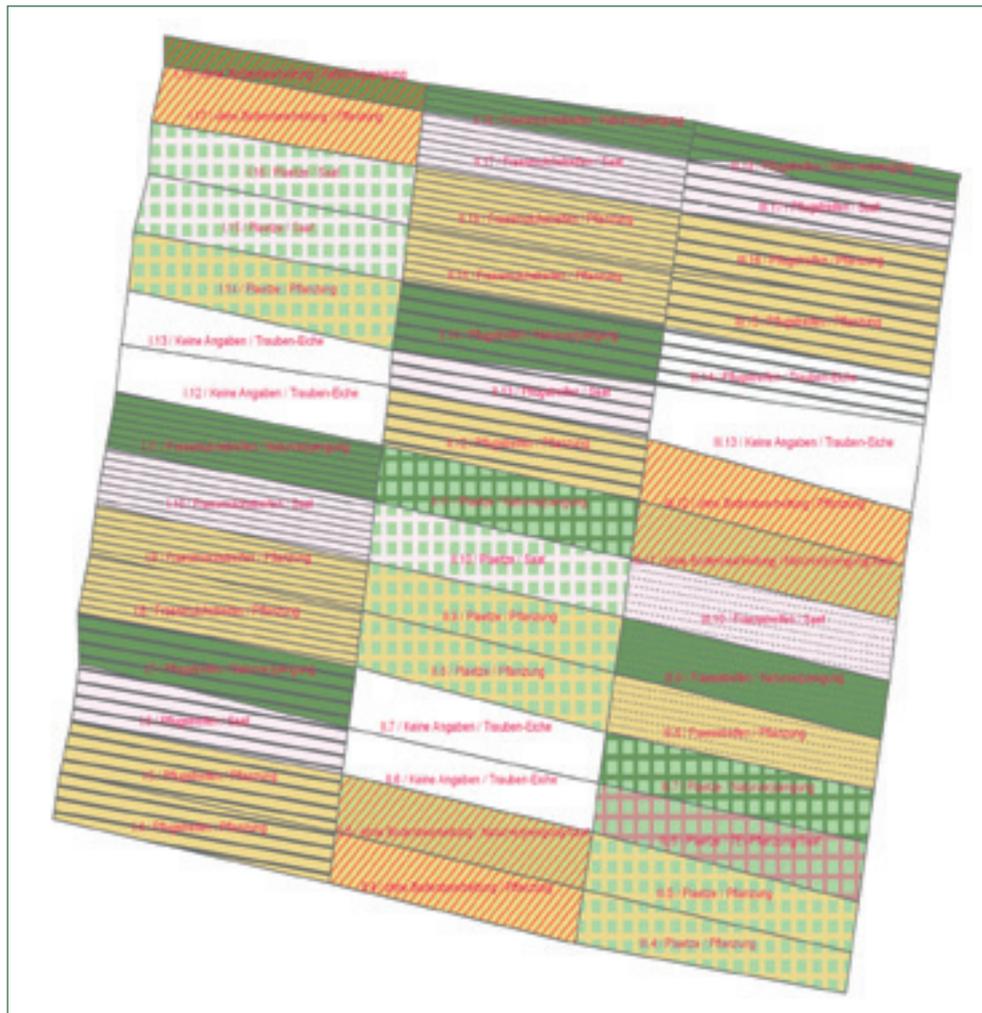


Abb. 1: Lage der Versuchsvarianten.

Ergebnisse

Aufnahme März 2009

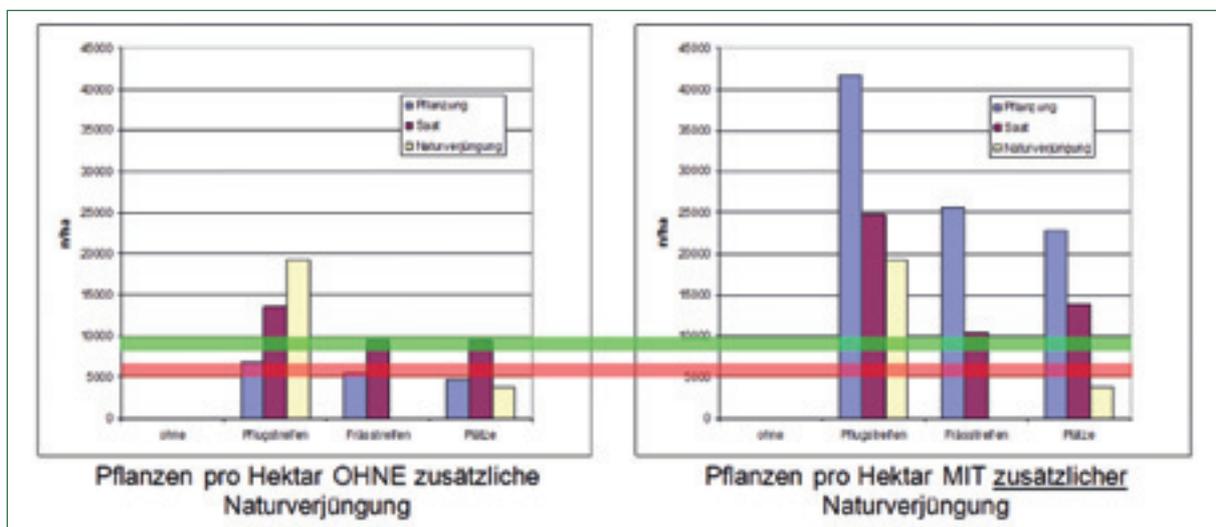


Abb. 2: Pflanzenzahlen pro Hektar.

Kulturerfolg?

Als Referenz wurden die Angaben aus der Betriebsanweisung 6/2011 „Grüner Ordner – Kiefer“, Tabelle A3, herangezogen. Als Untergrenze für die Verjüngung der Kiefer unter Schirm werden dort 5.000 St./ha, auf der Freifläche 6.000 St./ha angegeben.

ind. Naturverjüngung	Bestandesbegründung			
	Bodenbearbeitung	Pflanzung	Saat	Naturverjüngung
ohne	-	-	-	-
Pflugstreifen	Ja	Ja	Ja	Ja
Frästreifen	Ja	Ja	-	-
Plätze	Ja	Ja	-	-

Abb. 3: Schema zur Bewertung des Kulturerfolgs 2009 (gelb: nur durch zusätzliche Naturverjüngung ausreichende Pflanzenzahlen).

Thesen 2009:

- Ohne Bodenbearbeitung keine (ausreichende) Verjüngung
- Auf Frästreifen und Plätzen keine ausreichende Pflanzenzahlen durch Naturverjüngung 2006
- Auf Frästreifen und Plätzen wurde durch Pflanzung die Mindestanzahl von 5.000 St./ha nur knapp erreicht. Ausreichende Pflanzenzahlen stellten sich nur durch zusätzlich anliegende Naturverjüngung ein.
- Saat sicherte bis auf die Variante „ohne Bodenbearbeitung“ in allen Fällen ausreichende Pflanzenzahlen.
- Naturverjüngung erscheint nur auf Pflugstreifen erfolgreich

Wiederholungsaufnahme 2015

Zu beachten: es wurde bei dieser Aufnahme nicht mehr unterschieden, ob der Baum aus der ordinären Begründungsvariante oder aus zusätzlich angekommener Naturverjüngung stammt.

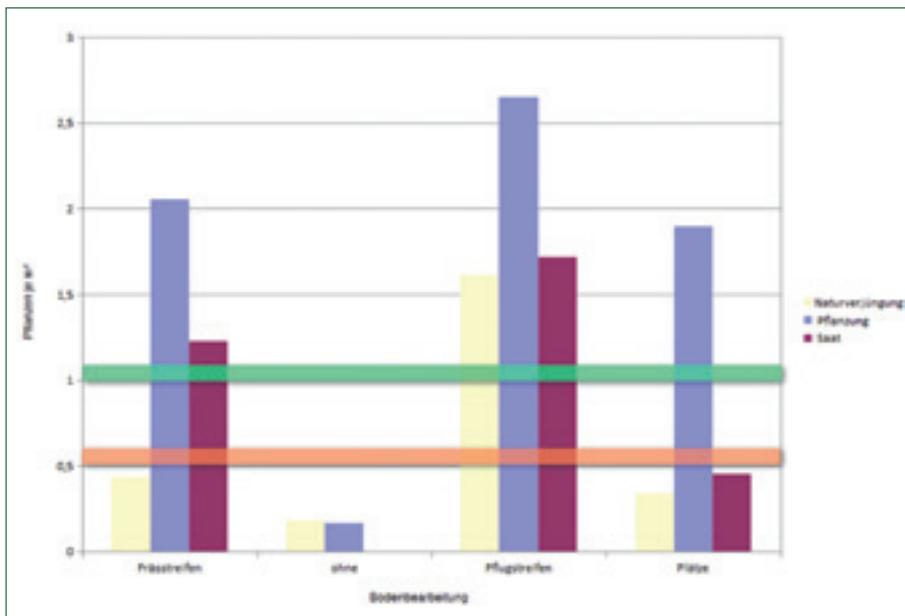


Abb. 4: Pflanzenzahlen pro m² (KLAWITTER 2015).

Varianten	Pflugstreifen	Frästreifen	Plätze
Pflanzung	-34%	-17%	-17%
Saat	-31%	16%	-67%
Naturverjüngung	-17%	-	-9%

Abb. 5: Verringerung der Pflanzenzahlen von 2009 – 2015 in den Varianten.

Ergebnisse 2015:

- In der Variante „ohne Bodenbearbeitung“ haben sich noch Pflanzen aus Saat und Naturverjüngung

eingefunden¹, ein Kulturerfolg stellt sich jedoch nicht ein

- Auf den Plätzen werden nur durch Pflanzung ausreichende Stückzahlen erreicht
- In den Frästreifen brachte Naturverjüngung keinen ausreichenden Kulturerfolg, Saat und Pflanzung bringen genügend hohe Stückzahlen
- Bodenbearbeitung mit Pflugstreifen brachte mit allen drei Begründungsvarianten guten Erfolg
- Die Pflanzenzahl haben sich gegenüber 2009 in fast allen Varianten verringert, im Fall der Variante Plätze – Saat sogar um 67 %

¹ Dies ist ein methodischer Effekt, die Varianten wurden 2009 als Totalausfall angesprochen und deshalb nicht aufgenommen.

Bewertung der Thesen von 2009:

Alle Thesen haben sich bewahrheitet, bis auf eine Ausnahme:

- Der positive vorhergesagte Kulturerfolg der Variante plätzeweise Bodenbearbeitung und Saat hat sich NICHT bewahrheitet. Es ist zu vermuten, dass die schnelle Rückeroberung des freigelegten Mineralbodens durch v. a. Drahtschmiele die Etablierung der Saat erschwert hat. Dies ist allerdings für die angekommene Naturverjüngung auf Plätzen nicht zu beobachten, ihre Anzahl ist nahezu gleich geblieben. Möglicherweise war auch die Saat von Hand keine geeignete Methode, vergleiche dazu

den Erfolg der maschinellen Saat in den Frässtreifen.

Ursachen

- Für Verjüngung ohne Bodenbearbeitung nicht passende Stammstandorts- und Zustandsformengruppe (Vegetationstyp Drahtschmiele, Blaubeere)
- Naturverjüngung im ersten Jahr erschwert durch geringe Fruktifikation (Vorschädigung) und lockere Schirmstellung (6 Samen/m²).
- Pflugstreifen stellen den höchsten Anteil an freigelegtem Mineralboden pro Hektar, dadurch v. a. durch zusätzlichen Anflug über mehrere Jahre ausreichende Pflanzenzahlen

Höhenmessung 2015

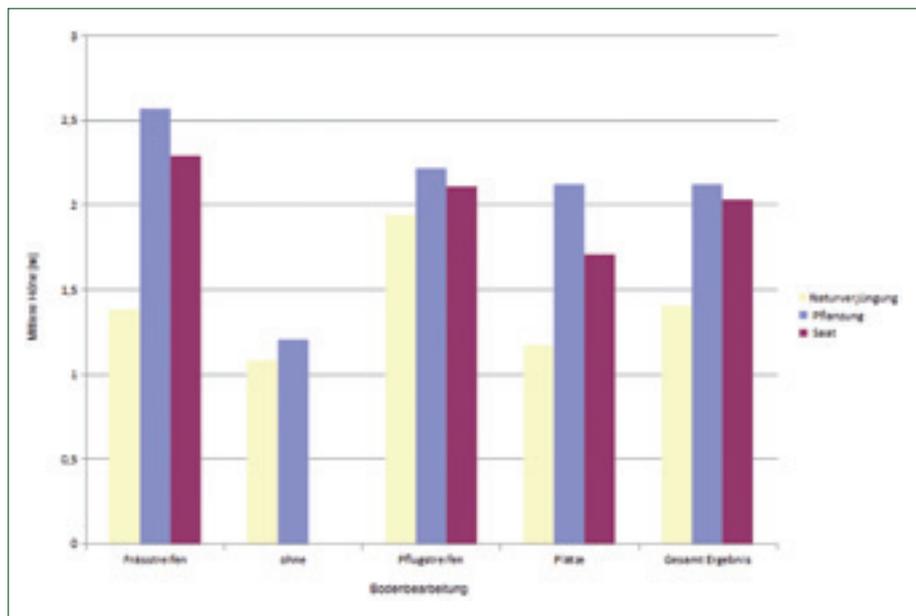


Abb. 5: Mittlere Höhen der Verjüngung in den Varianten (Klawitter 2015).

- Frässtreifen zeigen die höchsten Kiefern bei Saat und Pflanzung, angekommene Naturverjüngung bleibt zurück
- In den Pflugstreifen homogene Höhenentwicklung
- Auf Plätzen Überlegenheit der gepflanzten Kiefern, auch hier bleibt die Naturverjüngung zurück
- In den Varianten ohne Bodenbearbeitung und Plätze ist die Höhe der Naturverjüngung nahezu gleich – eventuell ein Hinweis auf ähnliche Bedin-

gungen, Stichwort Rückeroberung durch Konkurrenzvegetation

- Im Gesamtergebnis nähern sich Saat und Pflanzung einander an, die Naturverjüngung fällt deutlich ab. Die geringere Höhen der Naturverjüngung können darauf zurückzuführen sein, dass es sich um Naturverjüngung aus mehreren Jahren handelt. Kleine, neu angeflogene Kiefern senken den Höhenmittelwert.

Exkursionspunkt 3 (Revier Köllnsee)

Waldaufnahmen im Rahmen der ersten landesweiten Waldinventur in Brandenburg (LWI1 BB)

Aufnahmetrakt 37830

Im Rahmen der dritten Bundeswaldinventur wurden in den Jahren 2011 und 2012 in den Bundesländern Brandenburg und Berlin Waldflächenaufnahmen an 2.864 Traktecken durchgeführt. Das Aufnahmeraster ist ein 4 km x 4 km Netz. Gleichzeitig erfolgten auch weitere Aufnahmen in einem verdichteten Netz von 2 km x 2 km im Land Brandenburg. Insgesamt wurden Walddaten an 11.263 Trakten erhoben.

Die Aufnahmen erfolgten nach einer einheitlichen Aufnahmeanweisung für das gesamte Bundesgebiet. Im Land Brandenburg wurden die Bäume mit einem Brusthöhendurchmesser ab 7 cm in der Winkelzählprobe mit dem Zählerfaktor 1 erfasst. Der normale Standard der Bundeswaldinventur ist der Zählerfaktor 4. Bei den Bäumen über 20 cm Höhe bis 6,9 cm Brusthöhendurchmesser erfolgte die Aufnahme je Waldtraktecke an vier Stellen, abweichend von sonst nur einer Stelle in der Bundeswaldinventur.

Die Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur (BW13) und der ersten landesweiten Waldinventur für das Land Brandenburg (LWI1BB) sind im Internet unter folgender Adresse ausgewertet (<https://bwi.info>). Die Berechnung der Ergebnisse erfolgte durch das Thünen-Institut.

Datenvorklärung an jeder Traktecke

Um die erhobenen Flächendaten in unterschiedlichen Ebenen auswerten zu können, ist es erforderlich im Vorfeld für jede Traktecke Vorklärungsdaten zu erheben.

Das sind:

- die Waldeigenschaft
- die Eigentumsart
- die Eigentumsartgrößenklasse
- die Nutzungseinschränkungen
- die Höhenstufe
- die Natürliche Waldgesellschaft
- die Änderungen der Landnutzungsart falls gegeben (über Luftbild)
- die vorkommenden Schalenwildarten

Datenerhebung an der Waldtraktecke

Jede Waldtraktecke ist oder wird (bei neuen Waldflächen) mit einem festen Mittelpunkt unsichtbar gekennzeichnet. Das Wiederfinden ist für jede Folgeaufnahme zwingend erforderlich.

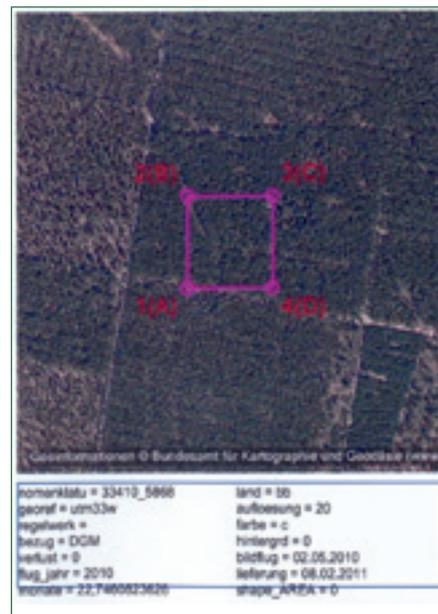


Abb. 1: Traktendarstellung auf topografischer Karte und in einer Luftbilddarstellung.

Die Karten (Abb. 1) werden den Aufnahmetrupps vom Thünen-Institut zur Verfügung gestellt. Um den Mittelpunkt der Waldtraktecke (im Boden versenktes Eisen) zu finden, ist es erforderlich sich am Baumplot zu orientieren.

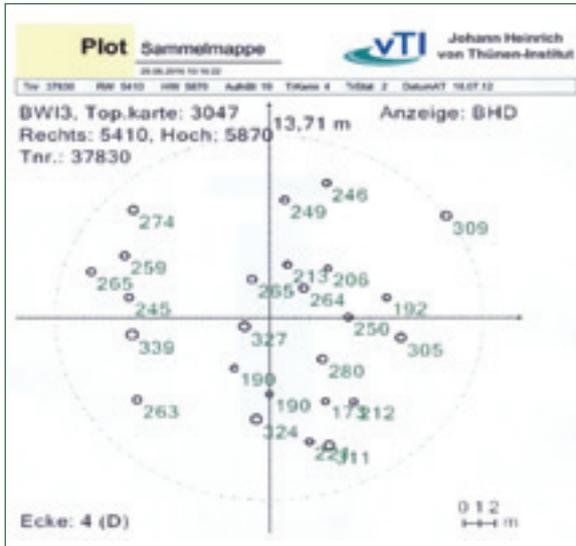


Abb. 2: Baumplot einer BWI-Traktecke.

Zu Beginn der Aufnahme werden folgende Merkmale ermittelt:

- Begehbarkeit
- Geländeform und falls Geländeneigung diese mit Exposition
- Betriebsart
- Nutzungseinschränkungen
- mögliches Holzernteverfahren
- Geschütztes Biotop
- potentiell natürliche Vegetation

Für diese Merkmale gibt es ein festgelegtes Merkmalspektrum das über Drop-Down Menüs auszuwählen ist.

Die Feldaufnahme erfolgt dann in Probekreisen. Das ist schematisch aus Abb. 3 zu entnehmen:

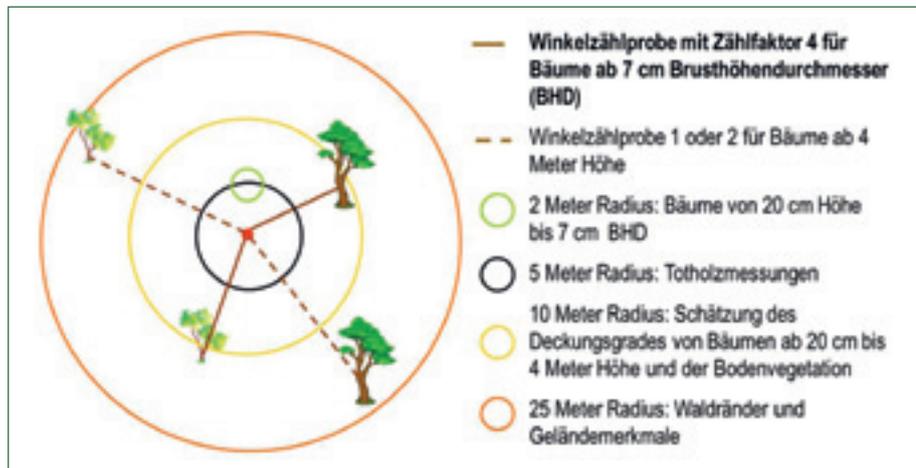
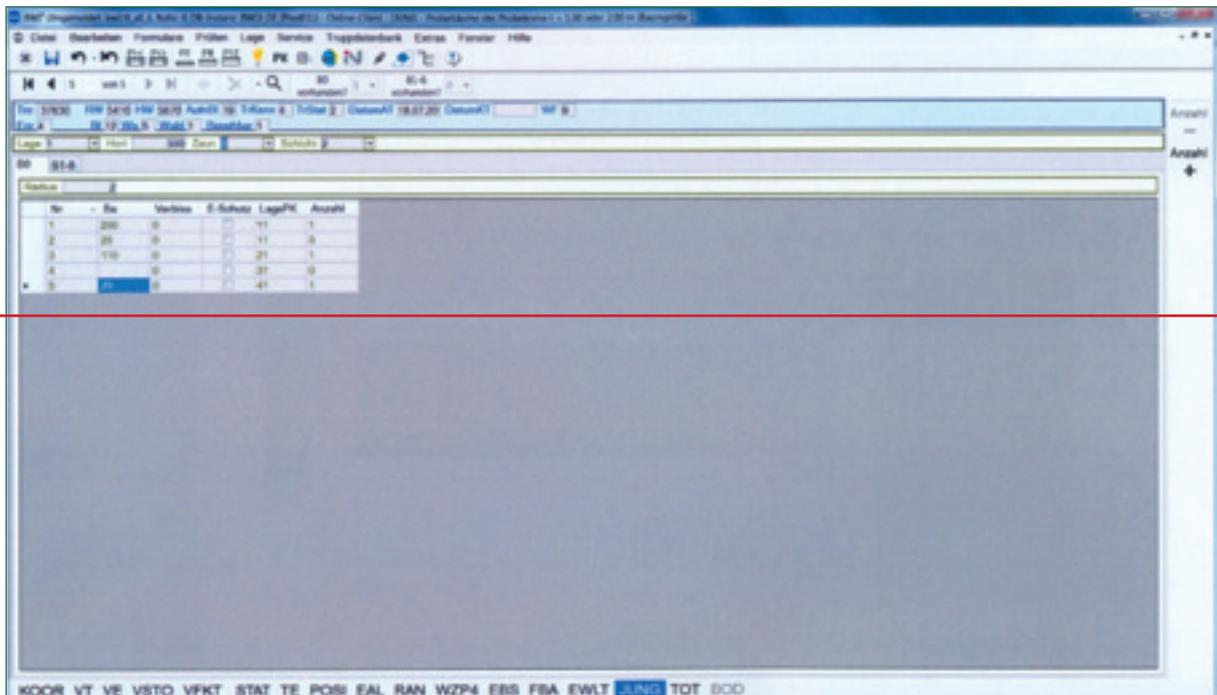


Abb. 3: Probekreise der BWI.

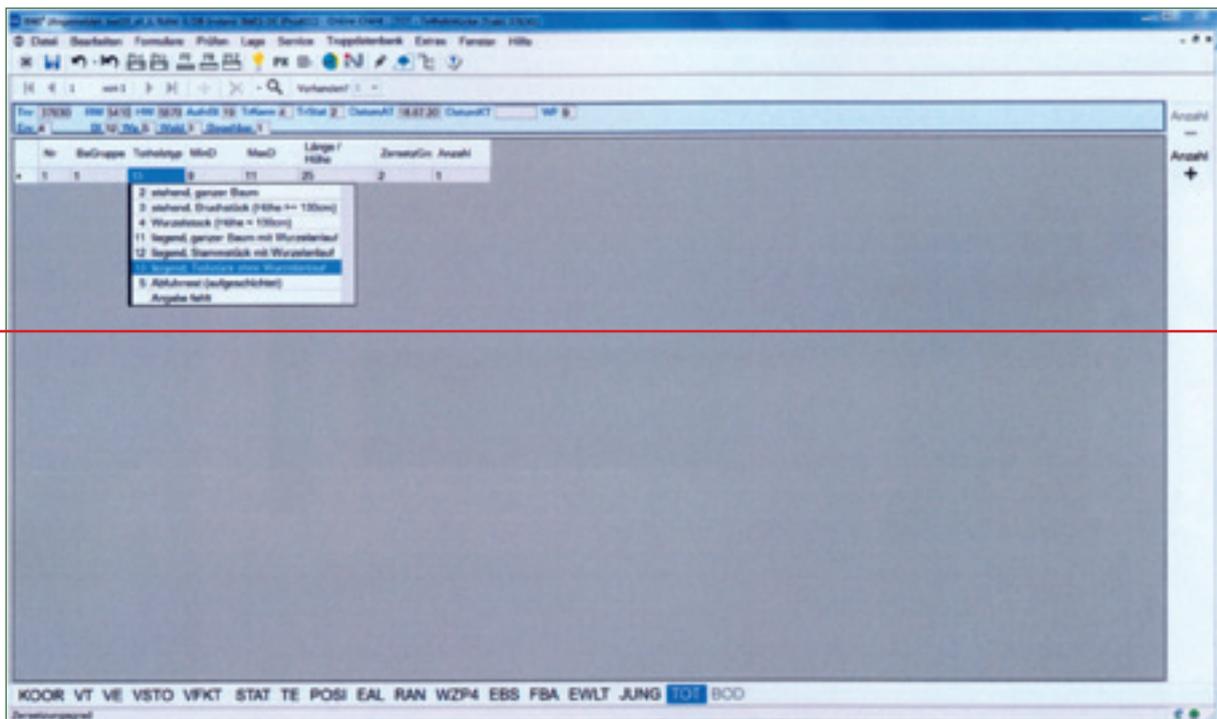
Für die Erhebung der Daten ist ein Aufnahmetrupp von zwei Mitarbeitern erforderlich. Der eine Mitarbeiter befindet sich am Mittelpunkt der Waldtraktecke und erfasst die Daten im Table PC. Der andere Mitarbeiter führt die Messung und Zählung der erforderlichen Daten aus.

Begonnen wird mit dem kleinen Probekreis von 2 Meter Radius für die Bäume mit einer Höhe von 20 cm bis 6.9 cm Brusthöhendurchmesser.

Erfasst werden die Baumgrößenklasse, die Baumart, der Verbiss oder Schältschaden, ob ein Einzel- oder Flächenschutz vorliegt und die Zuordnung der Bäume zur Bestandesschicht.



Die Totholzaufnahme erfolgt in einem Radius von 5 Meter und wird ab



einem Durchmesser von 10 cm aufgenommen. Wurzelstöcke werden ab 20 cm Durchmesser berücksichtigt. Erfasst wird der Totholztyp nach Baumartengruppen (Nadelbäume, Eiche und Laubbölzer ohne Eiche). Gutachtlich eingeschätzt wird der Zersetzungsgrad.

Der Schwerpunkt besteht in der Aufnahme der Bäume mit einem BHD ab 7 cm. Hieraus werden wichtige

Merkmale wie die Baumartenanteile, der Holzvorrat und bei Folgeaufnahmen der Holzzuwachs und der Holzabgang hergeleitet. Daher wird jeder aufgenommene Baum mit seiner Entfernung zum Waldtraktckenmittelpunkt und seinem Horizontalwinkel (Azimut) aufgenommen. Bei jeder Folgeinventur ist jeder bei der vorherigen Inventur aufgenommene Baum wiederzufinden, als lebender Baum, als Totholzbaum oder als Wurzelstock bei einer erfolgten Nutzung.

Baum	Art	Durchm.	Höhe	Stamm	Stärke	Stärke	Art													
1	0	40	1270	1000	100	100	270	20	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	0	40	2000	1000	100	100	200	20	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	0	40	910	1220	100	100	240	21	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
4	0	40	1190	1000	100	100	200	210	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
5	0	40	1000	1000	100	100	200	200	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
6	0	40	1130	1070	100	100	274	240	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7	0	40	910	1000	100	100	240	177	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
8	0	40	900	1000	100	100	240	7	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	0	40	810	1000	100	100	200	14	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
10	0	40	1000	1000	100	100	240	24	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11	0	40	110	1000	100	100	200	40	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12	0	40	1000	1000	100	100	270	50	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
13	0	40	1070	1000	100	100	270	60	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
14	0	40	700	900	100	100	160	67	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
15	0	40	1000	1000	100	100	200	60	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
16	0	40	900	1000	100	100	200	113	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
17	0	40	400	1000	100	100	200	147	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
18	0	40	800	1000	100	100	270	155	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
19	0	40	100	900	100	100	170	147	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
20	0	40	1000	1000	100	100	211	170	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
21	0	40	900	1100	100	100	201	180	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
22	0	40	170	900	100	100	100	200	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
23	0	40	700	1000	100	100	204	207	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
24	0	40	400	900	100	100	100	204	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
25	0	40	1000	1070	100	100	200	200	✓	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Von jedem Baum werden Baumart, Alter, Stammschäden und Biotopmerkmale erfasst sowie Durchmesser und Höhe gemessen. In einem weiteren Probekreis mit einem Radius von 10 m wird die Bodenvegetation erfasst. Hier erfolgt die Schätzung der Flächenbedeckung in grober Abstufung (Abb. 4).

Baum	Art	Durchm.	Höhe	Stamm	Stärke	Stärke	Art														
11	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Abb. 4: Erfassung der Bodenvegetation in der BWI² in Deckungsgraden.

Exkursionspunkt 4 (Revier Michen)

Eichen-Dauerbeobachtungsfläche Michen (ehemals Kienhorst)

Forstort und Standort

HObf	Eberswalde
HRevier	Joachimsthal
LOBf	Groß Schönebeck
LRevier	Michen
Abt.	43 b ³
Fläche (Bestand)	1,36 ha
Eigentumsform:	Landeswald
Bestockung	Trauben-Eichen- Reinbestand
Bestandesbegründung	1880
Stamm-Standortsgruppe:	K 2 ^{****}
Lokal-Bodenform:	Sonnenburger Bändersand-Braunerde (SoS)
Humusform	mäßig frischer mullartiger Moder,
Makroklimaform	Übergangsklima zwischen dem deutlich kontinental beeinflussten Großklimabereich γ (Südmärkisches Klima) und der stärker maritim beeinflussten Großklimabereich β (Neubrandenburger Klima)
Klimastufe	Tm (mäßig trockenes Tieflandsklima)
Jahresmitteltemperatur	8,5 °C
Vegetationszeit:	14,3 °C
Vegetationsruhe:	2,7 °C
Niederschlag Jahressumme	577 mm (steigend)
Vegetationszeit	320 mm
Klimatische Wasserbilanz Vegetationszeit	-200 mm (September)
Wuchsgebiet	07 „Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenland“
Wuchsbezirk	0711 „Kienschorfheide“
Mittelhöhe DSW (m)	30,2
mittl. Durchmesser DSW (cm)	50

Fachlicher Hintergrund

Die hohen Vitalitätsverluste der Eiche in Brandenburg hat die Landesforstverwaltung Brandenburgs 2005 veranlasst, ein umfassendes interdisziplinär angelegtes Untersuchungsprogramm zur Ermittlung der Ursachen zu initiieren. Dabei sollten auf insgesamt sechs Eichenversuchsflächen verschiedene Untersuchungs-

verfahren Aufschluss darüber liefern, welche Faktoren prädisponierend die Schwächung der Trauben-Eichenbestände in Brandenburg wirken und damit für den rapiden Vitalitätsverlust verantwortlich sind. Nach Abschluss der Forschungsarbeiten im Jahre 2014 wurde der Untersuchungsbestand als intensive Monitoringfläche weitergeführt.

Ergebnisse

Kronenzustand

Der Kronenzustand der Eichen weist seit Beginn der Aufnahmen im Jahre 2006 auf eine steige Abnahme des Vitalitätszustandes mit ansteigenden Mortalitätsraten hin.

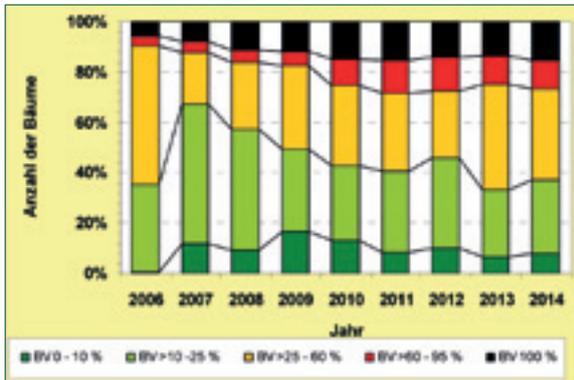


Abb. 1: Entwicklung der Kronenverlichtung nach fünf Verlichtungsgraden

Phänologie des Blattaustriebs

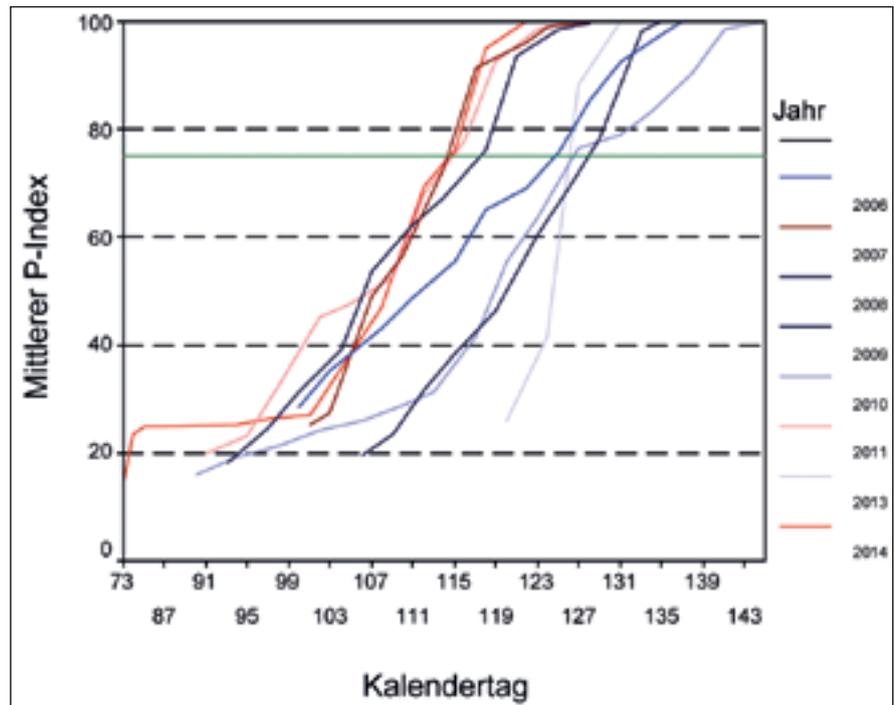
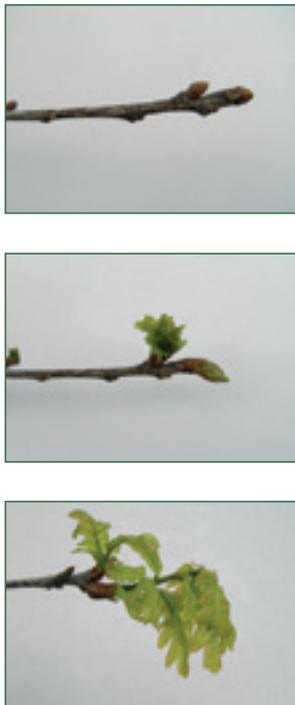


Abb. 2: Phänologie des Blattaustriebs der Traubeneichen 2006 – 2014

Ethylenmessungen

Der Messparameter Ethylen kann im Freiland mit Stammküvetten gemessen werden. Dabei werden die

tageszeitlichen Unterschiede der Ethylenproduktion mit einem photoakustischen Ethylensensor kontinuierlich aufgezeichnet. In der Tendenz sind Unterschiede zwischen gesunden und kranken Bäumen nachzuweisen.

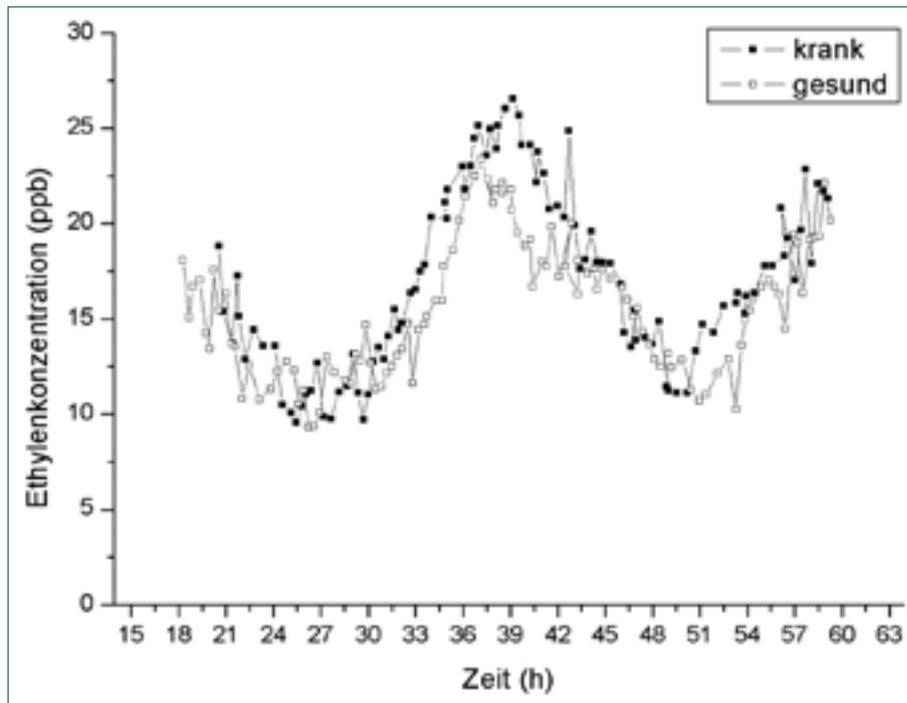


Abb. 3: Verlaufsmessung der Ethylenkonzentration (Start 10.08.2005, 17.30), Baum 1 = vital; Baum 3 = geschädigt nach Kronenverlichtung.

Der Ethylenverlauf an den Eichen weist einen 24-h-Rhythmus auf. Während der Dunkelperiode kann bei vitalen und geschädigten Eichen eine vergleichbare Ethylenkonzentration von 12 ± 2 ppb im abgesaug-

ten Luftstrom gemessen werden. Mit Sonnenaufgang (6 Uhr = 30 h) fangen beide Bäume an, stärker Ethylen zu produzieren (Maximum im Verlauf des Tages bei ca. 40 h = 16 Uhr).

In der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sind bisher erschienen:

- SCHULZ, P.M.: Biographie Walter Pfalzgraf, des ersten Leiters des Zentralforstamtes in der Sowjetischen Besatzungszone von 1945-1948. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 1. ISBN 3-933352-02-9
- MILDNER, H.; SCHWARTZ, E.: Waldumbau in der Schorfheide, zum Andenken an Oberlandforstmeister Dr. phil. Erhard Hausendorff. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 2. ISBN 3-933352-06-1
- HEINSDORF, D. et al.: Forstliche Forschung im Nordostdeutschen Tiefland (1992-1997). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 3. ISBN 3-933352-07-X
- HOLLENDER, H. et al.: Planung der Waldentwicklung im Land Brandenburg, Vorträge zur Fachtagung am 4. November 1998 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 4. ISBN 3-933352-10-X
- KÄTZEL, R. et al.: Forstsaatgutprüfung in Eberswalde 1899–1999, Grundlage für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 5. ISBN 3-933352-12-6
- HEINSDORF, D.: Das Revier Sauen – Beispiel für erfolgreichen Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 6. ISBN 3-933352-22-3
- HÖPPNER, K. et al.: Ökologische und ökonomische Gesichtspunkte der Waldbewirtschaftung im südlichen Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 7. ISBN 3-933352-24-X
- KRAUT, H.; MÖCKEL, R.: Forstwirtschaft im Lebensraum des Auerhuhns, ein Leitfaden für die Waldbewirtschaftung in den Einstandsgebieten im Lausitzer Flachland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 8. ISBN 3-933352-23-1
- KÄTZEL, R. et al.: Die Birke im Nordostdeutschen Tiefland; Eberswalder Forschungsergebnisse zum Baum des Jahres 2000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 9. ISBN 3-933352-30-4
- Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1997 und 1998, mit einem Sonderkapitel zur Naturalplanung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 10. ISBN 3-933352-31-2
- JOACHIM, H.F.: Die Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 11. ISBN 3-933352-32-0
- BRUECK, C. : Zertifizierung von Forstbetrieben. Beiträge zur Tagung vom 5. November 1999 in Fürstenwalde/Spree (Brandenburg). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 12. ISBN 3-933352-34-7
- HEINSDORF, D.; BERGMANN, J.H.: Sauen 1994 – ein gelungener Waldumbau ... Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 13. ISBN 3-933352-35-5
- Abteilung Forstwirtschaft des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg: Landeswaldbericht 1999 mit einem Sonderkapitel „Regionaler Waldbericht für die Zertifizierung der Waldbewirtschaftung in Brandenburg. (Sonderband) Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 14. ISBN 3-933352-37-1
- RIEK, W. et al.: Funktionen des Waldes und Aufgaben der Forstwirtschaft in Verbindung mit dem Landschaftswasserhaushalt. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 15. ISBN 3-933352-47-9
- MÜLLER, J. et al.: Privatwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 16. ISBN 3-933352-48-7
- AUTORENKOLLEKTIV: Die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] GAERTN.) im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 17. ISBN 3-933352-52-5
- AUTORENKOLLEKTIV: Zertifizierung nachhaltiger Waldbewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 18. ISBN 3-933352-53-3

- RIEK, W.; STÄHR, F. et al.: Eigenschaften typischer Waldböden im Nordostdeutschen Tiefland unter besonderer Berücksichtigung des Landes Brandenburg – Hinweise für die Waldbewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 19. ISBN 3-933352-56-8
- AUTORENKOLLEKTIV: Kommunalwald in Brandenburg – Entwicklung, Rahmenbedingungen und aktuelle Situation. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 20. ISBN 3-933352-57-6
- AUTORENKOLLEKTIV: Naturverjüngung der Kiefer – Erfahrungen, Probleme, Perspektiven. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 21. ISBN 3-933352-58-4
- MÜLLER, J. et al.: Die zweite Bundeswaldinventur (BW12) – Ergebnisse für Brandenburg und Berlin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 22. ISBN 3-933352-59-2
- AUTORENKOLLEKTIV: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 23.
- HOFMANN, G.; POMMER, U.: Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1 : 200 000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 24. ISBN 3-933352-62-2
- AUTORENKOLLEKTIV: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 25. ISBN 3-933352-63-0
- Wissenstransfer in die Praxis, Tagungsband zum 1. Eberswalder Winterkolloquium am 2. März 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 26. ISBN 3-933352-64-9
- Die Schwarz-Pappel, Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 27. ISBN 3-933352-63-0
- Naturschutz in den Wäldern Brandenburgs Beiträge der Naturschutztagung vom 2. November 2006 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 28. ISBN 3-933352-97-8
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum zweiten Winterkolloquium am 1. März 2007 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 29.
- AUTORENKOLLEKTIV: Waldwachstumskundliche Grundlagen für eine effektive Waldbewirtschaftung, Zum 100. Geburtstag von Professor Dr. habil. Werner Erteld. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 30.
- AUTORENKOLLEKTIV: 100 Jahre Naturschutzgebiet Plagefenn. Ein Beispiel für erfolgreiches Zusammenwirken von Forstwirtschaft und Naturschutz. Tagungsband zur Tagungs- und Exkursionsveranstaltung vom 11. – 12. Mai 2007 in Chorin. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 31.
- AUTORENKOLLEKTIV: Die Kiefer im Nordostdeutschen Tiefland. Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 32.
- Wald, Forstwirtschaft, Förster und Gesellschaft – Wälder schaffen Wachstum und sichern Lebensgrundlagen. Tagungsbericht der gemeinsamen Forstpolitischen Jahrestagung vom 14. Juni 2007 in Paaren/Glien. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 33.
- GROSS, J.: Waldfunktionen im Land Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 34.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum dritten Winterkolloquium am 28. Februar 2008 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 35.
- Biodiversität-Lebensversicherung des Waldes – Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz und des Brandenburgischen Forstvereins e. V. am 24.04.2008. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 36.
- Hohenlubbichow: Naturgemäße Waldwirtschaft zwischen Verklärung und Realität – Natur- und Landschaftsschutz im Gebiet um Bellinchen/Bielinek und Hohenlubbichow/Lubiechów Górný. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 37.

- HEINSDORF, D.; KRAUSS, H.H.: Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 38.
- HOFMANN, G. et al.: Wildökologische Lebensraumbewertung für die Bewirtschaftung des wiederkäuenden Schalenwildes im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 39.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum vierten Winterkolloquium am 26. Februar 2009 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 40.
- LOCKOW, K.W. : Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland-Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 41.
- AUTORENKOLLEKTIV: Risikomanagement im Forstbetrieb. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42.
- AUTORENKOLLEKTIV: Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken in Klimawandel. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 43.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum fünften Winterkolloquium am 25. Februar 2010 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 44.
- AUTORENKOLLEKTIV: Aktuelle Beiträge zur Wildökologie und Jagdwirtschaft in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 45.
- AUTORENKOLLEKTIV: Naturnahe Waldwirtschaft-Dauerwald heute? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 46.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum sechsten Winterkolloquium am 24. Februar 2011 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 47.
- AUTORENKOLLEKTIV: Technik für den Wald – Eine Retrospektive zur Entwicklung der forstlichen Verfahrenstechnik und Mechanisierung in der DDR. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 48.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum siebten Winterkolloquium am 23. Februar 2012 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 49.
- Nachhaltige Waldbewirtschaftung – Realität oder visionärer Anspruch? Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung mit dem Brandenburgischen Forstverein e. V. am 10. Mai 2012 in Rangsdorf. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 50.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum achten Winterkolloquium am 21. Februar 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 51.
- HEINSDORF, D.: Zur Entwicklung und waldökologischen Bedeutung von neun Baumarten bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung auf trockenen Sandstandorten Ergebnisse einer Langzeitstudie (1968-2012) im Süden Brandenburgs (Forstrevier Preschen). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 52.
- Die Eiche – Chancen und Risiken einer Charakterbaumart im nordostdeutschen Tiefland. Tagungsband zur gemeinsamen Vortrags- und Exkursionsveranstaltung mit dem Brandenburgischen Forstverein am 23. Mai 2013 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 53.
- HOFMANN, G. et al.: Die Waldvegetation Nordostdeutschlands. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 54.
- Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum neunten Winterkolloquium am 27. Februar 2014 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 55.
- Biomasseschätzung für Wälder mittels Fernerkundung und Modellierung – Ergebnisse des deutsch-polnischen Verbundprojekts „ForseenPOMERANIA“
Szacowanie biomasy leśnej za pomocą teledetekcji i modelunku – Wyniki projektu zrealizowanego w ramach współpracy polsko-niemieckiej „ForseenPOMERANIA“. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 56.
- Wald-Monitoring-Konzeption des Landes Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 57.

Erhaltung und nachhaltige Nutzung forstlicher Genressourcen. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 58.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 10. Winterkolloquium am 19. Februar 2015 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 59.

Waldbodenbericht Brandenburg. Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen BZE-2 und BZE-2a (Band 1). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 60.

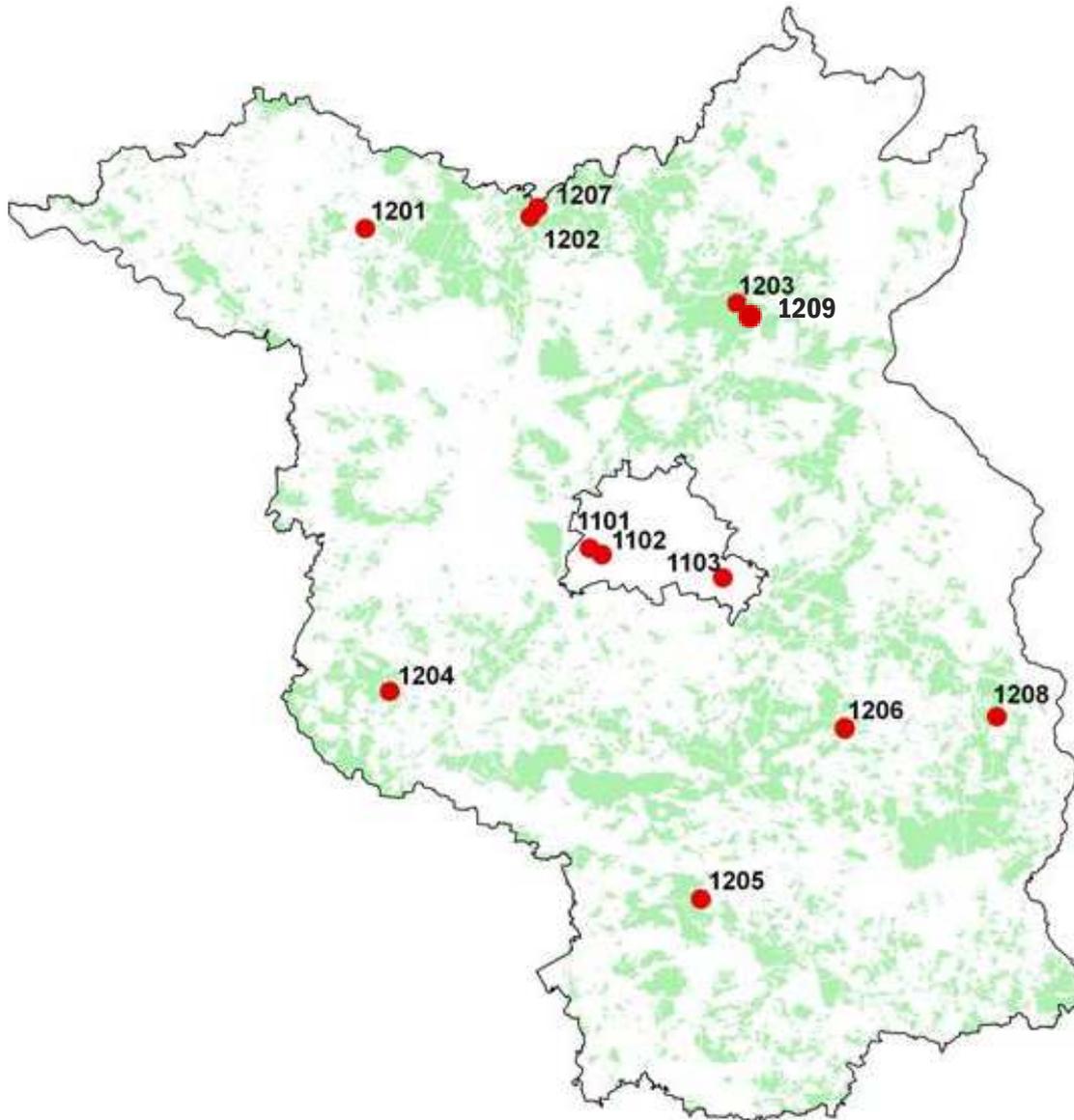
Maßnahmen zur Abwehr des Kiefern-Wurzelschwammes (*Heterobasidion annosum*) in der Bergbaufolgelandschaft Südbrandenburgs. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 61.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 11. Winterkolloquium am 25. Februar 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 62.

Kurzcharakteristik der Dauerbeobachtungsflächen Level II Brandenburg

DBF	Bezeichnung	Baumart	Beginn	Alter	Bonität	Makro- klima- form	Höhe ü. NN	Wuchsgebiet	Stamm- Standort- gruppe	(Lokal-) Bodenform	Jahres- nieder- schlag	natürliche Wald- gesellschaft	Besonderheit
1101	Grunewald	Kiefer Tr.-Eiche	1987	151 36	2,29 -2,07	gamma	54	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	Z2t	Schwach podsolierte Rostbraunerde	571	Horstgras- Kiefern- Eichenwald	Stadtklima
1201	Natteheide	Kiefer	1996	89	0,91	beta	74	Ostmecklenburger- Nordbrandenburger- Jungmoränenland	Z2m	Nedlitzer Sand- Braunerde, leicht übersandet	570	Blaubeer- Traubeneichen- Buchen-Wald	Grundwasser 2,5 m
1202	Beerenbusch Kiefer	Kiefer Buche	1986	84 48	-0,41 0,62	my	70	Mittelmecklen- burger- Jungmoränenland	M2f	Tasdorfer Sand- Braunerde	600	Schattblumen- Eichen- Buchen- Wald	Vergleich Entwicklung Kiefer/Buche IM-Fläche
1203	Kienhorst Kiefer	Kiefer	1996	112	1,66	beta	70	Ostmecklenburger- Nordbrandenburger- Jungmoränenland	Z2m	Haselberger Sand- Rostpodsol	585	Blaubeer- Traubeneichen- Buchen-Wald	Naturwald BSR Eddy Bodenrespiration
1204	Weitzgrund	Kiefer	1996	104	1,27	epsilon	105	Hoher Fläming	M2m	Nedlitzer Sand- Braunerde	570	Schattblumen- Eichen- Buchen- Wald	histor. N-Eintrag, Kalkung 2016
1205	Neusorgefeld	Kiefer Tr.-Eiche	1996	92 24	0,36 1,04	phi	133	Düben- Niederlausitzer Altmoränenland	Z2m	Bärenthorener Sand- Braunerde	570	Blaubeer- Kiefern- Traubeneichen- Wald	stark anthro- pogen belastet (SO ₂ /Staub)
1206	Schwenow	Kiefer Tr.-Eiche Buche	1996	95 22 22	0,67 0,57 0,55	gamma	68	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	Z2t	Grubenmühler Sand- Braunerde	550	Blaubeer- Kiefern- Traubeneichen- Wald	Baumarten- vergleich
1207	Beerenbusch Buche	Buche	2001	128	2,07	my	90	Mittelmecklen- burger- Jungmoränenland	M2f	Tasdorfer Sand- Braunerde	600	Schattblumen- Buchenwald	Vergleich Entwicklung Kiefer/Buche IM-Fläche
1208	Fünfeichen	Tr.-Eiche	2003	87	0,08	gamma	124	Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland	M2+t	Doberitzer Bänder-Sand- braunerde	533	Waldreitgras Beerkraut Kie- fern-Traubenei- chen-Wald	Vergleich Kiefer 1206
1209	Kienhorst Eiche	Tr.-Eiche	2015	136	0,35	beta	70	Ostmecklenburger- Nordbrandenburger- Jungmoränenland	K2 ^{***} m	Sonnenburger Bändersand- Braunerde	585		Zerfallsphase

Lage der DBF Level II Brandenburg



www.forstliche-umweltkontrolle-bb.de

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Landwirtschaft
des Landes Brandenburg**

**Landesbetrieb Forst Brandenburg
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde**

Alfred-Möller-Straße 1

16225 Eberswalde

Telefon: 03334 2759-100

Fax: 03334 2759-206

E-Mail: lfe@lfb.brandenburg.de

Internet: www.forst.brandenburg.de

**WALDWIRTSCHAFT
- ABER NATÜRLICH**