

Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Landwirtschaft
des Landes Brandenburg

Landesbetrieb Forst Brandenburg
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde
Telefon: 0 33 34 / 2759 100
Telefax: 0 33 34 / 2759 206
E-Mail: lfe@lfb.brandenburg.de
Internet: www.forst.brandenburg.de

EFS 67

Forstwirtschaft



Die Auswirkungen des Dürrejahres 2018 auf den Wald in Brandenburg



Eberswalder Forstliche Schriftenreihe
Band 67

Die Auswirkungen des Dürre-
jahres 2018 auf den Wald in
Brandenburg

WALDWIRTSCHAFT
ABER NATÜRLICH



Eberswalder Forstliche Schriftenreihe
Band 67

Die Auswirkungen des Dürrejahres 2018 auf den Wald in Brandenburg

14. Eberswalder Winterkolloquium
am 21. Februar 2019



FORSTWIRTSCHAFT IN DEUTSCHLAND

Vorausschauend aus Tradition

Impressum

Herausgeber: Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg
Landesbetrieb Forst Brandenburg

Redaktion: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Dr. Jan Engel

Gesamtherstellung: DRUCKZONE GmbH & Co. KG

1. Auflage: 1.200 Exemplare, gedruckt auf PEFC-Papier.

Titelbild: A. Neumann, J. Engel

Fotos im Text: Von den Autoren der Beiträge, wenn nicht anders vermerkt.

Eberswalde, im Juli 2019

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.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

DR. MICHAEL EGIDIUS LUTHARDT 7

Veröffentlichungen des LFE im Jahr 2018 9

Wasserhaushalt im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level II Programm in Brandenburg

DR. ALEXANDER RUSS, PROF. DR. WINFRIED RIEK, DR. RAINER HENTSCHEL

DR. JENS HANNEMANN, RALF BARTH & FRANK BECKER 11

Waldzustand im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level I Programm in Brandenburg

DR. RAINER HENTSCHEL 25

In Zeiten des Standortwandels: Handlungsempfehlungen aus BZE und Regionalisierung für die nachhaltige Waldnutzung

PROF. DR. WINFRIED RIEK & DR. ALEXANDER RUSS 33

Der Waldbrand Treuenbrietzen – Katastrophe und Chance

KARIN HEINTZ & DR. MICHAEL LUTHARDT 43

15 Jahre nach dem Waldbrand – Sekundärsukzession auf dem Weg zum Wirtschaftswald?

DR. FALK STÄHR 49

Risikominimierung durch den Waldumbau von Kiefernreinbeständen

DR. RAINER HENTSCHEL 65

Vom Wert der Vielfalt – Brauchen wir teure und pflegeintensive Waldränder?

BEATE DALITZ 73

Herkunftsversuche als Bewährungsprobe bei Witterungsextremen: Südosteuropäische Herkünfte der Trauben-Eiche in Brandenburg – eine erste Auswertung

PROF. DR. RALF KÄTZEL 81

Ausgewählte Posterdarstellungen

- **Waldschutzprognosen und Klimawandel – IT- und Insektenflüsterer als Team gefragt**
DR. KATRIN MÖLLER, DR. RAINER HENTSCHEL, PROF. DR. JENS SCHRÖDER,
ALINE WENNING & DR. ANNETT DEGENHARDT 101
- **Nistkästen im Kiefernforst – ein gedeckter Tisch für Nesträuber?**
MARTIN SEDLACZEK & ALEXANDER MENGE 103
- **Erste Funde des parasitischen Schlauchpilzes *Neonectria neomacrospora***
an Kolorado-Tanne (*Abies concolor*) im Nordostdeutschen Tiefland
ROBERT MERKEL, UWE LANGE, CHRISTINE DAHMS,
DR. KATI HIELSCHER & DR. PAUL HEYDECK 107
- **Plan Birke -forsch voran. Das „Birkenprojekt“ stellt sich vor**
ULRIKE SELK 109

Bisher erschienene Bände der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe 113

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser unserer Schriftenreihe,

ich freue mich, Ihnen hiermit den Band 67 unserer Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe vorlegen zu können. Ich bedanke mich für die gute Resonanz und das Interesse an unseren bisherigen Veröffentlichungen in dieser Form. Sie stellen eine wichtige Komponente der Öffentlichkeitsarbeit und des Wissenstransfers des Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde dar.

Das 14. Winterkolloquium stand in diesem Jahr besonders im Blickpunkt des Interesses. Noch nie hatten wir so viele Anmeldungen und waren darum nicht in der Lage, auf Grund der Raumkapazität den Bedarf beim ersten Anlauf zu befriedigen. Eine Woche später gab es so eine Wiederholung – Winterkolloquium 2.0. Insgesamt konnten wir über 300 Teilnehmerinnen und Teilnehmer begrüßen.

Das hohe Interesse war selbstverständlich in erster Linie dem Thema geschuldet. Mit der Auswahl der Vorträge waren wir im wahrsten Sinne des Wortes brandaktuell. Nach vielen Jahren ohne besondere größeren Gefährdungen unserer Waldflächen in Brandenburg hat sich das Blatt nun gewendet. Bedingt durch die extremen Witterungsereignisse der Jahre 2017 (hier besonders die Herbststürme) und besonders 2018, die den Klimawandel eindrücklich belegen, hat sich der Zustand unserer Wälder rasant verschlechtert. Besonders die starke Sonneneinstrahlung in die doch sehr lichten Kiefernbestände hat den Oberboden extrem ausgetrocknet und Schäden in der Bodenfauna verursacht. Diese Situation zog sich von April bis in den Oktober hinein. Dadurch werden die Bäume zu einem hohen Stoffwechsel getrieben, was eine Stresssituation darstellt. Dies hat wiederum eine höhere Empfänglichkeit gegenüber pilzlichen und tierischen Schaderregern zur Folge.

Die Folgen werden selbstverständlich nicht ausbleiben, auch wenn das Ökosystem Wald ein hohes Pufferungsvermögen besitzt und zeitverzögert reagiert. So konnten auch die Ergebnisse der Waldzustandskontrolle 2018 noch eine relativ gutes Bild darstellen. Relevante Schäden traten erst später ein.

Das Landeskompetenzzentrum Forst beschäftigt sich schon seit vielen Jahren mit dem Klimawandel und seine Folgen sowie entsprechenden Empfehlungen. Wir können also auf eine solide Basis in unserem Monitoring und in der Forschung aufbauen. Das belegen u.a. die Ergebnisse in dem durch den Waldklimafonds beförderten Projekt WAHYKLAS. Hier wurde auf Daten aus dem Waldschutzmeldewesen der vergangenen Jahrzehnte gesetzt.

Aber die immer schnellere Folge von Trockenjahren und ihren Auswirkungen stellt uns auch vor neue Herausforderungen. Wir müssen schneller und gezielter reagieren. Dabei helfen uns neue Drittmittelprojekte, wo im Verbund mit anderen forstlichen Forschungseinrichtungen an diesen Fragen gearbeitet wird. Dabei geht es besonders um Fragen des

Waldschutzes. Hier zeigt sich der Klimawandel sehr deutlich, denn viele Insekten verlassen ihre gewohnten Populationsentwicklungen und neue, bisher bei uns nicht massenhaft auftretende und wärmeliebenden Schadinsekten kommen hinzu.

Spektakulär waren in jeder Beziehung die Waldbrände im Jahr 2018. Seit langer Zeit gab es nicht mehr so viele und so große Flächen, die Opfer von Bränden wurden. Auch dies stellt uns bei der Prävention und dem Erkennen von Bränden vor neuen Herausforderungen. Und natürlich stellt sich die Frage: wie weiter nach einem Brand?

Als im August mehrere hundert Hektar in der Umgebung von Treuenbrietzen brannten, war die Betroffenheit und die Hilfsbereitschaft sehr groß. Dies kommt auch in dem Beitrag von Karin Heintz zum Ausdruck. Gleich im September stellte auch eine Gruppe von Fachleuten des LFE bei einer Veranstaltung mit den Waldbesitzern erste Überlegungen vor. Im Anschluss wurde eine Arbeitsgruppe von verschiedenen Fachteams des LFE gebildet, welche für die Brandflächen ein Wiederbewaldungskonzept erarbeitete. Dieses wurde im Januar der Oberförsterei übergeben und damit den Waldbesitzern eine Offerte gemacht. Auch das Drittmittelprojekt PLAN BIRKE passte da sehr gut hinein. Es hat sich gezeigt, dass das LFE auch sehr schnell wissenschaftlich fundierte und praxisnahe Vorschläge erarbeiten kann.

Dabei konnte auch auf einen großen Erfahrungsschatz zurück gegriffen werden. Am Beispiel der Untersuchungen der Waldbrandflächen in der Oberförsterei Hammer, welche während des Kolloquiums und auch hier im Tagungsband von Dr. Falk Stähr vorgestellt wurden, konnte gezeigt werden, wie die Wiederbewaldung auf natürlichen Weg erfolgen kann. Dies wird gerade für die Zukunft sehr wichtig.

Im Jahr 2018 wurde durch das Landeskompetenzzentrum Forst auch ein neues Veranstaltungsformat kreiert – die Waldwerkstatt. Die erste wurde im Oktober durchgeführt und hier ging es um das aktive Mitwirken der Teilnehmerinnen und Teilnehmer. Anhand von verschiedenen Waldbildern sollten Vorzüge und Nachteile von Waldumbauverfahren analysiert und Vorschläge erarbeitet werden. Dies hat hervorragend funktioniert und die sehr gute Resonanz gibt uns den Mut, auf diesem Pfad weiter zu gehen. So kann Wissenstransfer auf eine neue Stufe gehoben werden.

Auch konnten im zurückliegenden Jahr zwei wichtige Stellen im LFE nachbesetzt werden. Es ist die des Leiters der Forstlichen Umweltkontrolle (Dr. Rainer Hentschel) und die des Fachbereichsleiters Waldressourcenmanagement (Prof. Dr. Jens Schröder). Damit kann sich das LFE auf wichtigen Positionen zukunftsfähig aufstellen und im Falle von Prof. Schröder als häftige Professur an der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde die Verbindung von Forschung und Lehre fortsetzen.

Im April 2018 konnten wir die Leiter der forstlichen Versuchsanstalten zu ihrer turnusmäßigen Beratung hier bei uns in Angermünde begrüßen. Dass der Landwirtschafts- und Umweltminister Vogelsänger die Teilnehmer willkommen hieß zeigt doch die Wertschätzung des forstlichen Versuchswesens durch die Politik und Verwaltung. Auch mit dem Waldbesitzerverband Brandenburg wurden die Kontakte intensiviert.

Da auch das Jahr 2019 ein extremes Dürrejahr ist und weitere wohl folgen werden, müssen wir Antworten schnell finden. Leider ist es in unserer vielfältigen Medienwelt bereits so, dass sich immer mehr selbst berufene Waldkenner zu Wort melden und Lösungen anbieten. Es ist darum besonders wichtig, dass die anerkannten forstlichen Forschungseinrichtungen hier wieder die Meinungsführerschaft übernehmen. Denn hier erhalten die Bürgerinnen und Bürger fundiertes Wissen. Dieses gut und verständlich zu präsentieren, wird uns aber niemand abnehmen.

Dr. Michael Egidius Luthardt

Leiter Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde Publikationen 2018

Forstpolitik, Planung und Betriebswirtschaft

ENGEL, J. (2018):

Anschauliche Ergebnisse für die Praxis. Versuchsfelder als Demonstrationsobjekte.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65: 87-89.

JANDER, A. (2018):

Testbetriebsnetz für die Forstwirtschaftlichen Zusammenschlüsse und den Kleinprivatwald (TBN Forst-BB).

Ergebnisse Forstwirtschaftliche Zusammenschlüsse (FBG) zum Berichtsjahr 2015/2016. Selbstverlag MLUL.

JANDER, A. (2018):

Testbetriebsnetz für die Forstwirtschaftlichen Zusammenschlüsse und den Kleinprivatwald (TBN Forst-BB).

Ergebnisse Einzelwaldbesitz (EWB) zum Berichtsjahr 2015/2016. Selbstverlag MLUL.

Waldbau/Waldwachstum

DEGENHARDT, A. (2018):

Forstliche Versuchsfelder im Spannungsfeld zwischen Tradition, Innovation und Machbarkeit.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65: 13-26.

PANKA, S. (2018):

Die Douglasie nach „XAVIER“ am Beispiel des internationalen Provenienz-Durchforstungsversuchs CHORIN 85.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65: 49-56.

STÄHR, F. (2018):

Praxisnahe waldbauliche Langzeituntersuchungen als betriebliche Entscheidungshilfe – Fallbeispiel: Waldverjüngung mit Eiche.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65: 31-48.

SCHRÖDER, J.; DEGENHARDT, A.; GUERICKE, M. (2018):

Wie weiter mit der Buche nach dem Waldumbau?

AFZ-Der Wald 15: 39-43.

SCHRÖDER, J.; KÖRNER, M. (2018):

Remote-sensing data are closely related to growth information in tree-ring index chronologies.

In: Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology - Reports from the 16th TRACE conference. S. 14-24 (<https://tree-ring.org/output/trace-publications/>).

KÖRNER, M.; WERNICKE, J.; MARTENS, S.; SCHRÖDER, J. (2018):

Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Jahrring-Index-Chronologien und NDVI-Zeitreihen des Sensors MODIS.

In: Klädtke, J., Kohnle, U. (Hrsg.), Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sektion Ertragskunde. Jahrestagung 14.-16.05.2018, Vígľaš/Slowakei. ISSN 1432-2609, S. 151-161.

LINKEVIČIUS, E.; RÖHLE, H.; SCHRÖDER, J. (2018):

Biomass models for short rotation willow plantations in Lithuania.

In: Proceedings of the 8th International Scientific Conference Rural Development 2017: 657-662 (doi.org/10.15544/RD.2017.028)

Waldschutz

HEYDECK, P.; MERKEL, R.; DAHMS, C. & HIELSCHER, K.

(2018):

Neuartige Krankheitserscheinung an Kolorado-Tanne im Nordostdeutschen Tiefland.

Julius-Kühn-Archiv: 461: 115-116.

MÖLLER, K.; HEYDECK, P.; HIELSCHER, K.; DAHMS, C.

(2018):

Waldschutzsituation 2017 in Brandenburg und Berlin.

AFZ-DerWald 7 (2018): 41 – 44.

MÖLLER, K.; PASTOWSKI, F.; NIEDZIOLKA, K. (2018):

IT-Lösung für den PSM-Einsatz per Hubschrauber.

AFZ-Der Wald 18 (2018): 28-31.

SCHAFELLNER, C., MÖLLER, K. (2019):

Blatt- und nadelfressende Insekten.

In: Wohlgemuth T., Jentsch A., Seidl R. (eds.) Störungsökologie, UTB-Reihe, Haupt Verlag, Bern.: 212-235.

HENTSCHEL, R.; MÖLLER, K.; WENNING, A.; DEGENHARDT, A.; SCHRÖDER, J. (2018):

Importance of Ecological Variables in Explaining Population Dynamics of Three Important Pine Pest Insects.

Front. Plant Sci. 9: 1667;

<https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01667>

KLEESPIES, R. G.; KOCH, U.; HALBIG, P.; SCHUMACHER, J.;

MÜHLFEIT, M.; PLAŠIL, P.; LOBINGER, G.; MÖLLER, K.; DELB,

H. (2018):

Natürliche mikrobielle Antagonisten und modellbasierte Risikobewertung des Eichenprozessionsspinners (Thaumetopoea processionea) im Klimawandel.

61. Deutsche Pflanzenschutztagung, Hohenheim. Poster.

REIKE, H.-P.; MÖLLER, K. (2018):

Neufunde und Seltenheiten in Brandenburgischen Kiefernforsten.

Entomologische Nachrichten und Berichte 62, 2: 121-126.

SEDLACZEK, M. (2018):

Nistkastenbasierte Untersuchungen zum Einfluss von Insektizidanwendungen und Kahlfraßereignissen auf Brutvögel in Kiefernforsten.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65: 57-64.

STÄHLER, M.; BRÄSICKE, N.; MÖLLER, K. (2018):

Zur Umweltwirkung von Pflanzenschutzmitteln in Wäldern.

61. Deutsche Pflanzenschutztagung, Hohenheim. Poster.

Waldökologie

RÜFFER, O. (2018):

Standortsspezifische Entwicklung von Buchenwaldgesellschaften im nordostdeutschen Tiefland, dargestellt am Beispiel des Melzower Buchennaturwaldes.

Dissertation HUB, 215 S. <http://edoc.hu-berlin.de/18452/20374>

RÜFFER, O. (2018):

Chancen und Perspektiven: Fernerkundung in Forstpraxis und Wissenschaft. Vortrag am 11.3.2018 in Eberswalde (unv.)

Bodenkunde

HANNEMANN, J.; RIEK, W.; RUSS, A.; KRÜGER, C. (2018): **Ergebnisse erster Sickerwasseruntersuchungen auf brandenburgischen Kalkungsversuchsflächen.**

Forstwissenschaftliche Tagung 2018 – Programm und Abstracts. S. 401.

HANNEMANN, J.; RIEK, W.; RUSS, A.; SCHWOY, M. (2018): **Kalk oder nicht Kalk? Untersuchungen in Brandenburg zur Wirkung auf Boden und Bestand.**

Online-Veröffentlichung auf Waldwissen.net - Informationen für die Forstpraxis. https://www.waldwissen.net/wald/boden/lfe_waldkalkung/index_DE

RIEK, W.; KRÜGER, C.; RUSS, A.; HANNEMANN, J.; SCHWOY, M. (2018):

Heegermühler Kalkungsversuch: Wie stellt sich der Bodenzustand nach 63 Jahren dar?

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 65. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.), Eberswalde. S. 85.

RIEK, W.; RUSS, A. (2018):

Bodenzustandswandel im Land Brandenburg: Anpassung der forstlichen Nutzung.

Forstwissenschaftliche Tagung 2018 – Programm und Abstracts. S. 177.

RIEK, W.; RUSS, A.; HANNEMANN, J. (2018):

Monitoring Processes in Forest Soils of the Northeast German Lowlands.

In: MUELLER, L.; SYCHEV V. G. (Hrsg.): Novel Methods and Results of Landscape Research in Europe, Central Asia and Siberia. Monograph in 5 Volumes. Vol. III Landscape Monitoring and Modelling. ISSN 978-5-9238-0246-7. ISBN 978-5-9238-0249-8 (Tom 3). DOI 10.25680/1490.2018.71.71.003. Page 55-59.

RIEK, W.; RUSS, A.; HANNEMANN, J.; KRÜGER, C.; SCHWOY, M. (2018):

Heegermühler Kalkungsversuch: Bodenzustand, Baumernährung und Zuwachs 64 Jahre nach Versuchseinrichtung.

Forstwissenschaftliche Tagung 2018 – Programm und Abstracts. S. 402.

Forstliche Umweltkontrolle

RUSS, A.; RIEK, W.; KALLWEIT, R.; JOCHHEIM, H.; LÜTT-SCHWAGER, D.; HANNEMANN, J.; GRÜNWARD, T.; BARTH, R.; BECKER, F. (2018):

Water balance of selected sites and tree species – Retrospect of 20 years of monitoring in the federal state of Brandenburg (Germany).

In: K. HANSEN, M. SCHAUB, A.K. PRESCHER, W. SEIDLING (Hrsg.): European forests in a changing environment: Air pollution, climate change and forest management – 7th ICP Forests Scientific Conference, 22-23 May 2018 in Riga, Latvia. S. 15. URL <https://sc2018.thuenen.de/programme/>.

RUSS, A.; RIEK, W.; MARTIN, J.; BECK, W. (2018):

Reaktionen des Dickenwachstums von Kiefern- und Buchenbeständen auf Wassermangelsituationen an Level II-Flächen in Mecklenburg-Vorpommern.

Forstwissenschaftliche Tagung 2018 – Programm und Abstracts. S. 330.

Genetik/Ökophysiologie/Klimawandel

WOLF, H.; LIESEBACH, M.; ROGGE, M.; KÄTZEL, R.; PAUL, M. (2018):

Die Genressourcen der Fichte erhalten und nutzen, Teil 2.

AFZ-DerWald 9/2018: 10-12.

WOLF, H.; LIESEBACH, M.; ROGGE, M.; KÄTZEL, R.; PAUL, M. (2018):

Die Genressourcen der Fichte erhalten und nutzen, Teil 1.

AFZ-DerWald 4/2018: 10-13.



Wasserhaushalt im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level II-Programm in Brandenburg

ALEXANDER RUSS¹, WINFRIED RIEK^{1,2}, RAINER HENTSCHEL¹, JENS HANNEMANN¹, RALF BARTH¹ & FRANK BECKER¹

1 - Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, 2 - Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

1 Einleitung

Das Monitoring im Rahmen des Level II-Programms ist historisch eng mit der seit den 1970er Jahren diskutierten Problematik der neuartigen Waldschäden verknüpft. So wurde bereits Ende der 1970er Jahre mit der Initialisierung von Monitoringverfahren zum Aufdecken von Risiken für Waldökosysteme begonnen. Zentraler Ausgangspunkt einer Vielzahl unterschiedlicher Aktivitäten und Maßnahmen war das Genfer Luftreinhalteabkommen (CLRTAP, Convention on Long-range Transboundary Air Pollution). Nach der Einrichtung des ICP Forests-Programms (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) durch die UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) 1985 konnten im Rahmen des 1994 begonnenen europäischen Level II-Programms bereits 1996 die ersten Messungen an brandenburgischen Level II-Flächen durchgeführt werden. Während das Programm für lange Zeit maßgeblich durch die EU getragen wurde (EWG No: 3528/86, EC No: 2152/2003, „FutMon“), erfolgte 2014 die Einbindung ins Bundeswaldgesetz durch die Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV).

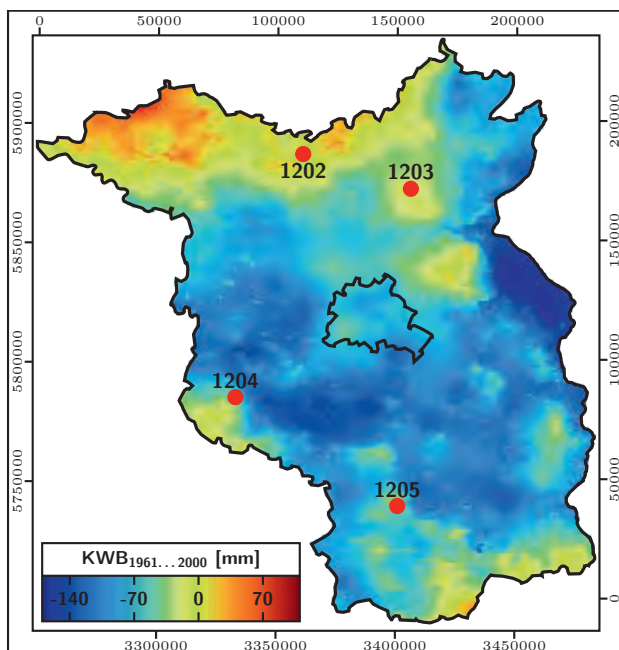


Abbildung 1: Lage der ausgewählten Level II-Standorte in Brandenburg und langjähriges Mittel (Periode 1961 bis 2000) der klimatischen Wasserbilanz (KWB)

Ziele des Level II-Programms sind vorrangig das Aufdecken von Ursache-Wirkungsbeziehungen und Erkennen von Schlüsselprozessen und Veränderungstendenzen. Der Fokus des Programms liegt auf der Betrachtung der Aus-

wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme. Vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels sind aber auch die Effekte immer häufiger zu beobachtender Witterungsextreme, insbesondere von langanhaltenden Hitze- und Trockenperioden von zunehmendem Interesse.

So liegen auch zum Wasserhaushalt vieler brandenburgischer Level II-Standorte bereits zahlreiche Auswertungen vor (z.B. MÜLLER, 2001; WEGEHENKEL & JOCHHEIM, 2003; RIEK et al., 2006; JOCHHEIM et al., 2007; RUSS et al., 2016). Der ungewöhnlich trockene und warme Witterungsverlauf im Jahr 2018 wurde nun zum einen als Chance zur Validierung der eingesetzten Wasserhaushaltsmodelle gesehen, während die Wasserhaushaltsmodellierung zum anderen interessante Möglichkeiten zur Einschätzung der Wassermangelsituation im Extremjahr bot.

Im vorliegenden Beitrag werden dazu exemplarisch die Auswertungen an ausgewählten Standorten des Level II-Programms in Brandenburg vorgestellt. Ergänzend zu den Auswertungen zu Witterung und Wasserhaushalt wurden auch Auswirkungen unterschiedlicher Wassermangelintensitäten auf die innerjährliche Durchmesserentwicklung der Kiefern ausgewertet.

2 Material und Methoden

2.1 Standorte

Mit dem Ziel, vorrangig die Effekte unterschiedlicher regionaler Witterungsverläufe, Bodenvegetationsdecken und Bodeneigenschaften herauszuarbeiten, wurden für die Auswertungen die vier von Kiefern dominierten Flächen 1202, 1203, 1204 und 1205 gewählt. Dies sind zugleich jene vier Flächen, für welche die längsten Messreihen vorliegen, da sie seit Beginn des Programms im Jahr 1996 betrieben werden. Diese besonders weit zurückreichenden Zeitreihen ermöglichen somit auch Vergleiche mit dem Weiserjahr 2003, welches in Brandenburg und weiten Teilen Europas durch besonders warme und trockene Verhältnisse während der Vegetationsperiode gekennzeichnet war (z.B. HOLSTEN et al., 2009; FISCHER et al., 2007).

Einen Überblick über die Lage der vier Flächen und eine klimatische Einordnung anhand der klimatischen Wasserbilanz (Berechnung auf Grundlage der Grasreferenzverdunstung nach Allen et al., 1998, „FAO 56“) im langjährigen Mittel von 1961 bis 2000 gibt Abbildung 1. Die Flächen sind relativ weiträumig im Land Brandenburg verteilt, sodass Daten aus den klimatisch feuchteren nördlichen Teilen und den trockeneren Gebieten im Süden Brandenburgs vorliegen. Dementsprechend sind die klimatischen Wasserbilanzen im Umfeld der im Neustrelitzer Kleinseenland gelegenen Station 1202 sowie der Station 1203 in der Schorfheide noch ausgeglichen

Tabelle 1: Charakterisierung der Bestockungs-, Bodenvegetations und Bodenverhältnisse an den ausgewählten Level II-Standorten

	1202	1203	1204	1205
Oberstand	Kiefer	Kiefer	Kiefer	Kiefer
Alter [a]	87	115	107	95
Ertragklasse	-0,5	1,5	1,5	0,5
Unterstand	Laubholz	–	–	Laubholz
LAI*	2,9/5,0	2,2/2,7	3,0/4,0	2,0/3,4
Bodenvegetation	Zwergsträucher	Zwergsträucher	Gräser	Zwergsträucher
Humusform	rohhumusartiger Moder	rohhumusartiger Moder	rohhumusartiger Moder	rohhumusartiger Moder
Bodentyp	Braunerde	Podsol	Braunerde	Braunerde
Substrat	feinsandiger Mittelsand mit Bändern aus lehmigem Sand	mittelsandiger Feinsand	Mittelsand, im Oberboden schwach lehmig	Mittelsand, im Oberboden grobsandig

*minimaler Blattflächenindex (LAI) im Winter / maximaler LAI Sommer

bis positiv. Dagegen zeigen sich im Bereich der am Rande des zentralen Fläming gelegenen Station 1204 sowie der Station 1205 auf dem Lausitzer Landrücken vielfach auch deutlich negative klimatische Wasserbilanzen.

Die an den vier Standorten bestehenden Bestockungs-, Bodenvegetations- und Bodenverhältnisse sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die vergleichsweise ähnlichen Kiefernbestände unterscheiden sich neben Unterschieden in den Wuchsleistungen vor allem hinsichtlich des Unterstandes und der Zusammensetzung der Bodenvegetationsdecken. So befinden sich aufgrund der gezielten Auswahl im Rahmen der Einrichtung im Jahr 1996 auch die Kiefern des Oberstands an allen vier Flächen in einem vergleichbaren Altersbereich. Größere Unterschiede bestehen zudem hinsichtlich der Standortverhältnisse, wobei die Fläche 1202 mit Bändern aus lehmigem Sand und einer entsprechend hohen nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK) hervorsteht.

2.2 Messdesign und Modelle

Neben der Erhebung klassischer meteorologischer Kennwerte (Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung, Luftfeuchte) unterhalb des Kronendaches sowie im Freiland in unmittelbarer Nähe der untersuchten Bestände wird an den brandenburgischen Level II-Standorten eine Vielzahl weiterer Messungen zum Wasserhaushalt durchgeführt. So liegen Messungen zur Abschätzung der realen Verdunstungsrate, Bodenwassergehalte, Bodenwasserpotentiale und Infiltrationsraten vor, welche zur Kalibrierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodells SWAP 3.2.36 VAN DAM (2000); KROES et al. (2009) genutzt werden konnten.

Zur Abschätzung von Wassermangelsituationen wurden die etablierten Wassermangelindikatoren REW (relative extractable water BRÉDA & GRANIER, 1996) sowie der Quotient aus aktueller und potentieller Verdunstung (SHAW & LAING, 1966) auf Grundlage der Simulationsergebnisse berechnet.

Physiologische Reaktionen der Kiefern auf die aktuelle Wasserverfügbarkeit können an den Level II-Flächen anhand von Zuwachsfineismessungen mittels elektronischer Dendrometer beobachtet werden (z.B. WÄTZIG et al., 1987). Anhand der

Messungen an bis zu 5 repräsentativen Stämmen je Standort wurden der etablierte Kennwert der maximalen täglichen Durchmesserschwankung „MDS“ (maximum daily shrinkage GOLDHAMER & FERERES, 2001) sowie die mittelfristige Durchmesserschwankung nach v.WILPERT (1990) berechnet.

Für eine detaillierte Beschreibung der Methoden und eingesetzten Modelle sei auf den anlässlich des 30-jährigen Jubiläums des forstlichen Umweltmonitorings in Brandenburg erschienenen Band 63 der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe sowie den darin enthaltenen Beitrag zum Wasserhaushalt (Russ et al., 2016) verwiesen.

3 Ergebnisse

3.1 Witterungsverlauf

Eine erste Einordnung des Jahres 2018 anhand der brandenburgischen Level II-Daten erlaubt die Auswertung der an den Freiflächen erhobenen meteorologischen Kennwerte. Für die vergleichende Bewertung der Niederschläge in den Jahren 2003, 2018 sowie dem langjährigen Mittel aus den bisher vorliegenden Messreihen von 1996 bis 2017 sind in Abbildung 2 die kumulativen Niederschlagssummen der jeweiligen Jahre aufgetragen.

Wie allgemein für Niederschlagsdaten bekannt, wird aus der Darstellung sehr deutlich, dass die ereignisbezogenen Niederschlagsmengen und Summen kürzerer Betrachtungszeiträume bereits innerhalb Brandenburgs teilweise deutlich räumlich variieren. Die beobachteten Jahressummen im langjährigen Mittel über alle Beobachtungsjahre liegen dagegen mit Jahressummen im Bereich von 610 und 660 mm und Niederschlägen in der forstlichen Vegetationsperiode zwischen 305 und 314 mm nah beieinander. Dementsprechend lassen sich an den vier Stationen unterschiedliche Jahresgänge und Jahressummen in den Weiserjahren 2003 und 2018 beobachten. Zudem ist die Verteilung der Niederschläge innerhalb der Einzeljahre sehr unterschiedlich. Im langjährigen Mittel ist die Verteilung der Niederschläge aufgrund der Mittelung natürlich stets sehr ausgeglichen und an allen vier Stationen sehr ähnlich.

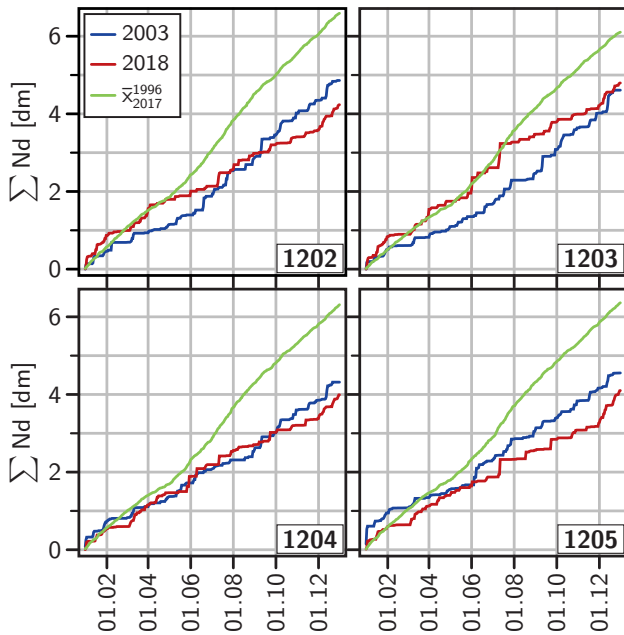


Abbildung 2: Kumulative Niederschlagssummen in den Jahren 2003, 2018 sowie im langjährigen Mittel der vorliegenden Messreihe (1996...2017)

Im Vergleich zum langjährigen Mittel bestanden in den beiden Weiserjahren mit jährlichen Niederschlagssummen zwischen 432 mm und 486 mm (2003) und 399 und 480 mm (2018) Niederschlagsdefizite von über 100 mm, in 2018 oftmals sogar über 200 mm. Die Niederschläge innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode waren mit Summen von 164 bis 231 mm (2003) und 141 bis 204 mm (2018) oftmals ebenfalls um über 100 mm geringer als im langjährigen Mittel. Stationen, welche stets besonders große Niederschlagsdefizite aufweisen, lassen sich aufgrund der großen räumlichen Variabilität und den vom langjährigen Mittel scheinbar weitgehend losgelösten regionalen Niederschlagsverhältnissen in den Extremjahren jedoch nur schwierig identifizieren. Lediglich die Station 1203 scheint sowohl im Bezug auf die Jahressummen als auch bei den Niederschlagsmengen innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode stets zu den Stationen mit den geringsten Defiziten zu gehören. Besonders deutlich wird die zeitlich-räumliche Variabilität der Niederschläge am Beispiel der Niederschlagsdefizite in der forstlichen Vegetationsperiode der Station 1202: Während dort in 2003 mit 83 mm noch das geringste Defizit gemessen wurde, wiesen die Niederschläge in 2018 mit einer Abweichung von 173 mm zum langjährigen Mittel den geringsten Wert aller vier Stationen auf.

Setzt man das Trockenjahr 2018 in Relation zum „Jahrhundertssommer“ 2003, sind die jährlichen Niederschlagssummen in 2018 insgesamt auf einem vergleichbaren Niveau, mit Ausnahme der Station 1203 sogar stets etwas geringer. Bezogen auf die forstliche Vegetationsperiode waren die Niederschlagsmengen an den Stationen 1203 und 1204 in beiden Jahren nahezu identisch, während an der Station 1202 in 2018 mit lediglich 141 mm im Vergleich zu den 231 mm in 2003 nochmals deutlich niederschlagsärmere Verhältnisse herrschten (Station 1205: 2003= 164 mm, 2018 = 144 mm).

Neben den unterschiedlichen Niederschlagssummen zeigen sich auch interessante Unterschiede bezüglich der Verteilungen

innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode. So ist das Jahr 2003 tendenziell durch eine relativ gleichmäßige Verteilung gekennzeichnet. Stärkere Niederschlagsereignisse zeigen sich nur zu Beginn und gegen Ende der Vegetationsperiode. Dagegen lassen sich in 2018 besonders an den Stationen 1203 und 1205 eng aufeinander folgende kräftige Regenereignisse in der Mitte der Vegetationsperiode Anfang Juli beobachten.

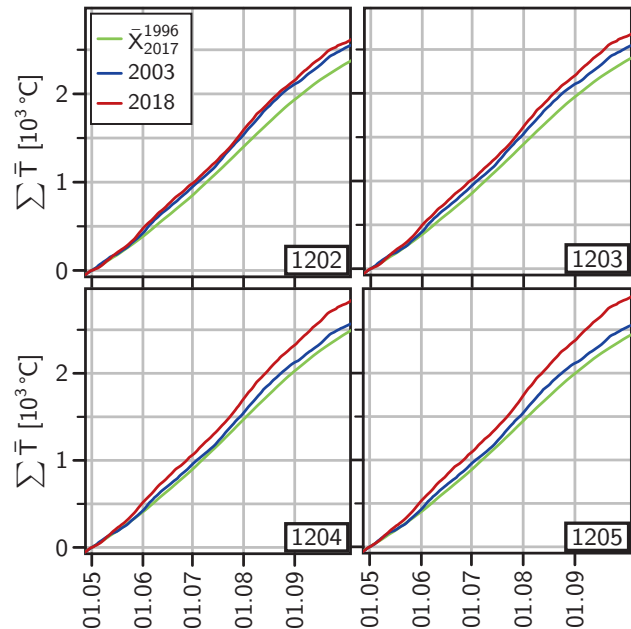


Abbildung 3: Kumulative Temperatursummen (aus Tagesmitteln nach ALLEN et al., 1998, („FAO 56“)) in den Jahren 2003, 2018 sowie im langjährigen Mittel der vorliegenden Messreihe (1996...2017)

Zur Charakterisierung des Wärmehaushalts bietet sich zunächst die einfache Auswertung der Tagesmitteltemperaturen (Berechnung nach ALLEN et al., 1998) an. Analog zu den Darstellungen der Niederschläge sind in Abbildung 3 die kumulativen Temperatursummen innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode im langjährigen Mittel der Messreihe sowie für die beiden Weiserjahre 2003 und 2018 aufgetragen.

Im Vergleich zu den Niederschlagsdaten ist die räumliche und zeitliche Heterogenität der Tagesmitteltemperaturen deutlich geringer, sodass sich an den vier Stationen wesentlich einheitlichere Temperaturverläufe beobachten lassen. Da der Kennwert im Gegensatz zu den ereignisbezogenen Niederschlägen innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode stets (positiv) ausgeprägt ist und eine hohe Autokorrelation besitzt, verlaufen auch die Summenkurven innerhalb der Weiserjahr ähnlich gleichmäßig wie die Kurvenverläufe im langjährigen Mittel.

Dementsprechend zeigt sich an allen vier Stationen eine einheitliche Reihung der Temperatursummen mit im Vergleich zum langjährigen Mittel stets wärmeren Verhältnissen in den Weiserjahren und gegenüber 2003 nochmals erhöhten Temperatursummen im Jahr 2018. Im Jahr 2018 stechen dabei die südlichen Stationen 1204 und insbesondere 1205 mit deutlich höheren Werten hervor, während an der Station 1202 nur eine geringe Steigerung zu 2003 gemessen wurde.

Es wird auch deutlich, dass besonders in 2018, aber auch bereits in 2003, vor allem die zweite Hälfte der Vegetationsperiode durch deutlich wärmere Verhältnisse gegenüber dem langjährigen Mittel gekennzeichnet war. Dementsprechend entfernen sich die Summenkurven in den Monaten August und September besonders schnell von der Referenzkurve des langjährigen Mittels.

Stationen, an welchen in Weiserjahren stets gegenüber dem langjährigen Mittel besonders erhöhte Temperatursummen auftreten, lassen sich allerdings kaum identifizieren. Während in 2003 an den beiden nördlichen Stationen die größten Abweichungen auftraten, waren die Temperatursummen in 2018 besonders an den südlichen Stationen deutlich gegenüber dem langjährigen Mittel erhöht.

Um den Wärmehaushalt in 2018 besser hinsichtlich physiologischer Beeinträchtigungen durch ein „Überangebot“ an Wärme bewerten zu können, wurde als einfacher Indikator für den „Hitzestress“ auch eine Hitzesumme für die forstliche Vegetationsperiode berechnet (Abb. 4). In Anlehnung an RIEK et al. (2013) berechnet sich die Hitzesumme aus den Differenzen aller oberhalb 30°C gelegenen Tagesmaxima zum Schwellenwert von 30°C. Bei dieser Berechnung tragen nur Tagesmaxima über 30°C zur Hitzesumme bei. Da der gewählte Schwellenwert nicht an allen Tagen in der forstlichen Vegetationsperiode überschritten wird, ergeben sich in den beiden Weiserjahren entsprechend sprunghafte Summenkurven. Für den gesamten Beobachtungszeitraum ergeben sich durch die Mittlung analog zu den Niederschlägen wieder ausgeglichene Verläufe.

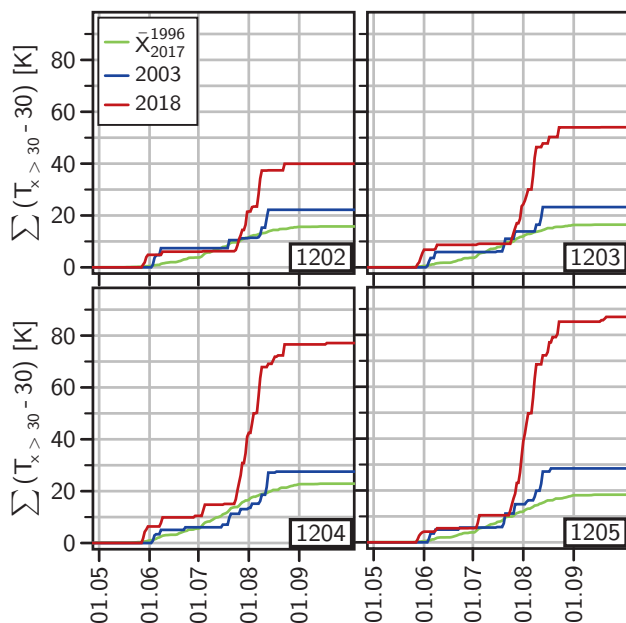


Abbildung 4: Kumulative Hitzesummen aus den Differenzen aller Tagesmaxima >30°C in den Jahren 2003, 2018 sowie im langjährigen Mittel der vorliegenden Messreihe (1996...2017)

Wie bei den Tagesmitteltemperaturen zeigt sich auch für diesen Temperaturkennwert erwartungsgemäß eine geringe räumliche Variabilität. Dementsprechend lassen sich an allen Stationen sehr ähnliche Entwicklungen beobachten. Da der Kennwert maßgeblich durch das Auftreten von „Hitzewellen“

gesteuert wird, lässt sich in den Weiserjahren eine hohe Autokorrelation mit langanhaltenden Stagnationsphasen zwischen den Hitzewellen und dann mehreren aufeinanderfolgenden Tagen steigender Hitzesummen während der Hitzewellen beobachten. Sowohl in 2003, als auch in 2018 trafen vor allem ab Ende Juli intensive Hitzewellen ein, welche in 2018 besonders an den südlichen Stationen noch bis weit in den August hinein anhielten.

An allen vier Stationen zeigt sich eine sehr deutliche Abstufung der Hitzesummen mit bereits in 2003 gegenüber dem langjährigen Mittel erhöhten Werten und noch einmal stark gesteigerten Hitzesummen im Jahr 2018. Im langjährigen Mittel und beiden Weiserjahren weisen die südlichen Stationen 1204 und 1205 vergleichsweise hohe Hitzesummen gegenüber den nördlichen Stationen auf. Bezüglich der Anomalie zum langjährigen Mittel ergibt sich jedoch ein weniger einheitliches Bild. Lediglich die Station 1205 wies in beiden Weiserjahren die größte Erhöhung der Hitzesumme auf. Dagegen wurde beispielsweise an der Station 1204 in 2003 mit 5 K noch die kleinste, in 2018 mit 54 K jedoch die drittgrößte Erhöhung aller vier Stationen gegenüber dem langjährigen Mittel gemessen.

3.2 Validierung der Wasserhaushaltsmodelle

Mit den immer häufiger auftretenden und im Zuge des globalen Klimawandels wahrscheinlich auch zukünftig noch stärker ausgeprägten extremen Witterungsbedingungen besteht, insbesondere für den Einsatz mit szenarischen Klimadaten, ein zunehmendes Interesse an auch im Extrapolationsbereich noch möglichst stabilen Wasserhaushaltsmodellen. Das an den brandenburgischen Level II-Flächen eingesetzte Wasserhaushaltsmodell SWAP verwendet weitgehend deterministisch-physikalische Ansätze zur Beschreibung der Wasserflüsse. Im Gegensatz zu eher statisch orientierten Verfahren, welche außerhalb des zur Parametrisierung verwendeten Wertebereichs außer Kontrolle geraten können (HÖRMANN et al., 2013), zeichnet sich dieser Simulationsansatz grundsätzlich durch vergleichsweise große Möglichkeiten zur Extrapolation aus.

Allerdings müssen Parametrisierung und Validierung der Wasserhaushaltsmodelle an den Flächen des intensiven forstlichen Monitorings stets unter mehr oder weniger „mittleren“ klimatischen Verhältnissen erfolgen. Selbst in einer über zwanzigjährigen Messreihe sind langandauernde besonders feuchte oder extrem trockene Bedingungen nur selten zu beobachten. Dach- (Austrocknungs-) oder Beregnungsexperimente können zur Unterstützung der Parametrisierung aufgrund der konzeptionellen Rahmenbedingungen eines langfristigen Monitorings und praktischer Grenzen der Realisierbarkeit nicht durchgeführt werden.

Da SWAP wie die meisten Wasserhaushaltsmodelle dieses Typs sehr parameterreich ist, lassen sich bei stets ähnlichen/wiederkehrenden Witterungsverläufen auch mit unterschiedlichen Parameterkombinationen vergleichbar gute Anpassungen an die vorliegenden Messwerte erreichen. Im forstlichen Umweltmonitoring werden aufgrund der hohen Praktikabilität routinemäßig vor allem Messungen zum Bodenwassergehalt durchgeführt. Prinzipiell ist der Bodenwassergehalt als Kennwert für die Parametrisierung sehr interessant, da er von allen Wasserflüssen (Infiltration, Wurzelwasseraufnahme,

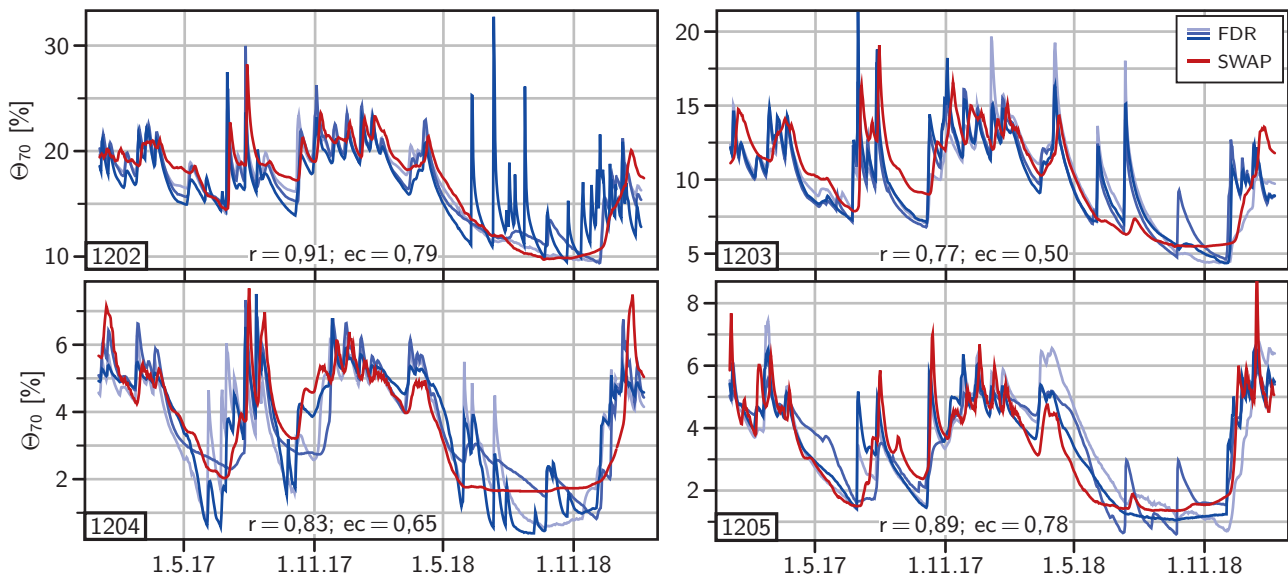


Abbildung 5: Vergleich von modellierten Wassergehalten mit Wassergehaltsmessungen im Boden mittels drei FDR-Sonden in 70 cm Tiefe während der hydrologischen Jahre 2017 und 2018. Ergänzend sind die Korrelation r und Modelleffizienz ec für den Median der drei Sonden angegeben.

Evaporation) und von den bodenhydraulischen Eigenschaften (Retention, Leitfähigkeit) abhängig ist. Bei relativ konstanten/wiederkehrenden Witterungsbedingungen besteht jedoch die Möglichkeit, dass beispielsweise eine schlechte Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften durch einen zweiten „Fehler“ bei der Parameterwahl zur Wurzelwasseraufnahme kompensiert wird. Dies hat dann ggf. zur Folge, dass das Eintreffen von Infiltrationsfronten in einer bestimmten Tiefe zwar sehr gut vom Modell wiedergegeben wird, die einzelnen physikalischen Prozesse aber schlecht parametrisiert und die im Gelände i.d.R. kaum oder nur sehr aufwendig messbaren Wasserhaushaltskomponenten falsch ausgegeben werden. Diese Probleme können vielfach mit dem Verlassen des „Wohlfühlbereichs“ eines derart parametrisierten Modells sichtbar gemacht werden. Der Kompensationseffekt zwischen den Parametern geht dann aufgrund der meist nichtlinearen Abhängigkeiten verloren und die Infiltrationsfronten können nur noch schlecht vom Modell prognostiziert werden. Die vergleichsweise selten auftretenden Jahre mit extremen Witterungsverhältnissen bieten hier eine ausgezeichnete Möglichkeit zur kritischen Validierung der eingesetzten Wasserhaushaltsmodelle.

Mit den beiden Jahren 2017 und 2018 liegen nun zwei unmittelbar aufeinander folgende Jahre mit zunächst sehr feuchten und anschließend sehr trockenen Bedingungen für die Validierung der Wasserhaushaltsmodelle vor. Die unmittelbare Folge nasser und trockener Bedingungen bietet den großen Vorteil, dass innerhalb dieser kurzen Zeitspanne methodische Effekte, wie der Wechsel von Messsonden oder Veränderungen der Vegetations- und Bodeneigenschaften, weitgehend vernachlässigt werden können.

In Abbildung 5 sind die mittels SWAP modellierten Wassergehalte in der Tiefe 70 cm gemeinsam mit den z-transformierten Messwerten zum Wassergehalt von drei in dieser Tiefe installierten FDR-Sonden aufgetragen. Als statistische Maße zur Abschätzung der Simulationsgüte sind zudem die beiden, in der Hydrologie zur Erfassung der Abweichungen

von berechneten und gemessenen Zeitreihen, bewährten Kennwerte: Modelleffizienz nach NASH & SUTCLIFFE (1970) sowie der Korrelationskoeffizient angegeben (HÖRMANN et al., 2013). Die Gütemaße beziehen sich dabei stets auf den Median aus den drei Messungen. Dabei ist zu beachten, dass sich für einzelne Sonden teilweise stark abweichende Gütemaße ergeben können und auch die aus lediglich drei Messungen gebildeten Mittel nicht sehr stabil sind. So wird anhand der Visualisierung der drei Wiederholungen in dieser Messtiefe zunächst sehr deutlich, dass aufgrund großer kleinräumiger Heterogenität der Bodenwassergehalte bereits zwischen den einzelnen Messwerten teilweise große Differenzen auftreten. Aufgrund der in der Regel aus praktischen Gründen stets eng begrenzten Anzahl an Wiederholungen bereitet somit bereits die Bestimmung eines stabilen Mittelwertes für die Bodenwassergehalte methodische Schwierigkeiten. So werden in der Literatur teilweise über 100 Wiederholungen empfohlen, um die kleinräumige Heterogenität von Bodenwassergehalten ausreichend erfassen zu können.

Bei Berücksichtigung dieser praktischen Grenzen der Bodenwassergehaltsmessungen kann an allen vier Stationen eine akzeptable Übereinstimmung der Modellwerte mit den Messungen beobachtet werden. So liegen die Modellwerte meist im Streubereich der Messungen. Größere Abweichungen lassen sich nur an der Station 1203 während der Austrocknungsphase im Spätsommer 2017 und bei zwei Infiltrationsereignissen im Sommer 2018 beobachten. Diese Probleme spiegeln sich in den statistischen Gütemaßen. Die Station weist sowohl bei der Korrelation sowie bei der Modelleffizienz die geringsten Werte auf, während sich für die Stationen 1202 und 1205 die höchsten Modellgüten ergeben. Letztlich finden sich aber auch an der Station 1204 nahezu sämtliche Infiltrationsereignisse, welche von allen Messsonden detektiert wurden, auch in enger zeitlicher Übereinstimmung in den modellierten Wassergehalten wieder. So lässt sich sowohl unter den sehr feuchten Bedingungen in 2017 als auch im Trockenjahr 2018 kein Trend zu vorzeitiger oder verzögerter Infiltration in den Modellwerten ausmachen.

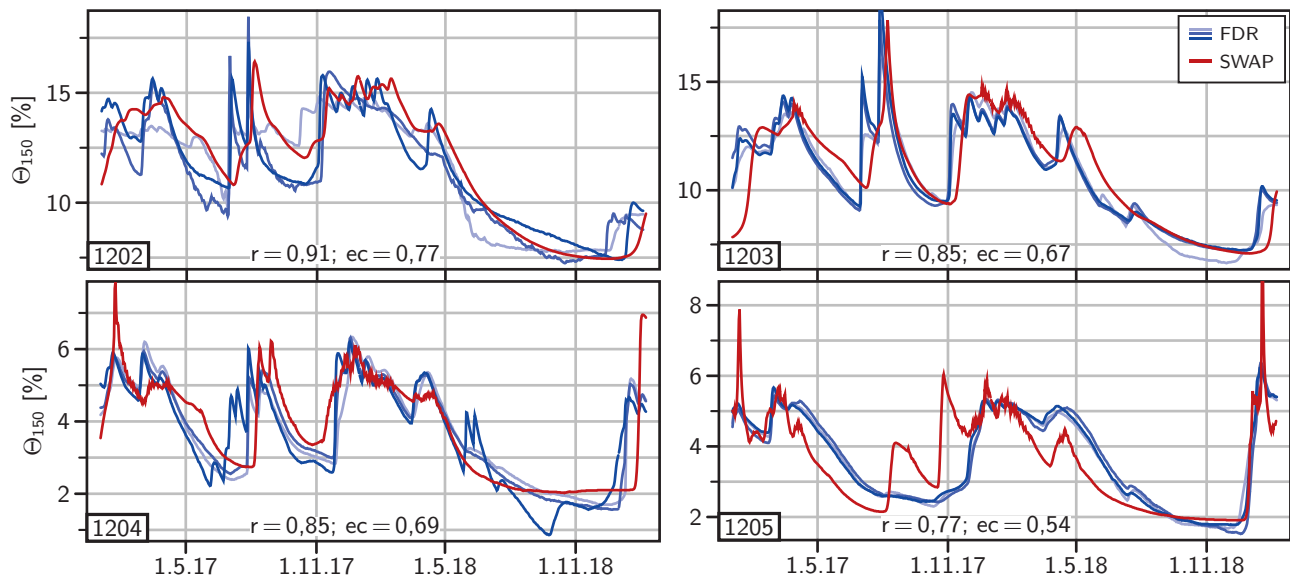


Abbildung 6: Vergleich von modellierten Wassergehalten mit Wassergehaltsmessungen im Boden mittels drei FDR-Sonden in 150 cm Tiefe während der hydrologischen Jahre 2017 und 2018. Ergänzt sind die Korrelation rund Modelleffizienz ec für den Median der drei Sonden angegeben.

Mit zunehmender Tiefe wird die Vorhersage von Infiltrationsfronten im Allgemeinen zunehmend schwieriger, da das Niederschlagswasser nach dem Eindringen in die Bodenoberfläche einen entsprechend längeren Weg durch den Boden zurücklegen muss. Für eine präzise Vorhersage des Eintrittszeitpunkts müssen somit für immer mehr (über der Messtiefe liegende) Schichten möglichst präzise hydraulische Parameter bestimmt werden. Nicht zuletzt müssen natürlich auch alle anderen, den aktuellen Bodenwassergehalt zum Zeitpunkt des Infiltrationsereignisses bestimmenden Prozesse, wie die Höhe des Bestandesniederschlages oder die Wurzelwasseraufnahme durch die Pflanzen, immer genauer vom Modell abgebildet werden. Am Beispiel der Messtiefe 150 cm (Abb. 6) wird deutlich, dass mit zunehmender Bodentiefe diese Schwierigkeiten teilweise auch bei der Wasserhaushaltsmodellierung an den vier brandenburgischen Level II-Standorten auftreten:

Zunächst zeigt Abbildung 6 deutlich, dass sowohl die zeitliche Variabilität der einzelnen Messungen, als auch der modellierten Bodenwassergehalte abnimmt. So können die Infiltrationsfronten kleinerer Niederschlagsereignisse diese Tiefe oft nicht mehr erreichen. Auch die Heterogenität zwischen den drei Messungen geht deutlich zurück, da die Heterogenität der Bestandesniederschläge zunehmend durch laterale Wasserflüsse im Boden ausgeglichen wird. Zudem spielen präferenzielle Fließpfade, welche sich etwa aufgrund des Mikroreliefs oder hydrophober Humusaufgaben und Oberböden ausbilden können, in dieser Tiefe nur noch eine untergeordnete Rolle und sind ebenfalls weitgehend durch lateralen Ausgleich kompensiert.

Der Vergleich der Messungen mit den modellierten Werten zeigt, dass die Entwässerung durch Wurzelwasseraufnahme und Sickerung auch in dieser Tiefe gut vom Modell wiedergegeben wird. Lediglich an der Station 1205 deutet sich eine leichte Überschätzung der Wurzelwasseraufnahme oder Unterschätzung des Retentionsvermögens in dieser Schicht an. Die prognostizierten Infiltrationsfronten weisen dagegen

an allen Stationen einen zunehmenden zeitlichen Versatz zu den Messungen auf. An der Station 1202 und besonders 1203 treffen die modellierten Infiltrationsfronten in beiden Jahren erst verzögert ein, was u.a. darauf hindeuten kann, dass die Sickerung an diesen Stationen tendenziell unterschätzt wird. An der Station 1204 erreichen die modellierten Infiltrationsfronten die Tiefe 150 cm unter feuchten Bedingungen tendenziell zu zeitig und unter trockenen Verhältnissen zu spät. An der Station 1205 wird die Infiltrationsfront im Winter 2018/2019 nach starker Austrocknung sehr gut wiedergegeben. Allerdings werden an dieser Station im feuchten Sommer 2017 auch Infiltrationsfronten modelliert, welche von keiner Messsonde detektiert werden konnten.

Mit Ausnahme der Station 1205, für welche im Sommer 2017 zwei nicht durch Messungen bestätigte Infiltrationsfronten modelliert wurden, bleiben die beiden statistischen Maße zur Modellgüte trotz der zunehmenden systematischen Abweichungen auch in der Tiefe 150 cm in einem mit der Messtiefe 70 cm vergleichbarem Wertebereich. Dies ist schwerpunktmäßig auf Kompensationseffekte infolge der in der Tiefe 150 cm geringeren zeitlichen und räumlichen Variabilität der Bodenwassergehalte zurückzuführen. An der Station 1203, welche in der Messtiefe 70 cm noch die schlechtesten Gütemaße aufwies, lässt sich in der Tiefe 150 cm sogar eine deutlich gesteigerte Korrelation und Modelleffizienz beobachten.

3.3 Wassermangel

Die aus Sicht der forstlichen Praxis besonders interessante Abschätzung von Wassermangelsituationen konnte auf Grundlage der standortsspezifisch parametrisierten Wasserhaushaltsmodelle vorgenommen werden. Zunächst wurde dazu der etablierte Wassermangelindikator „relativ extractable water“ (REW) nach BRÉDA & GRANIER (1996) berechnet. Der Kennwert beschreibt den „Füllstand“ des Speichers für pflanzenverfügbares Wasser im Boden. Die Größe des verfügbaren Speichers wird dabei durch die Durchwurze-

lungstiefe sowie die beiden Punkte Feldkapazität und permanenter Welkepunkt der Retentionskurve bestimmt. Befindet sich der gesamte betrachtete Bodenbereich am oder unterhalb des permanenten Welkepunktes, geht man davon aus, dass der Speicher an durch die Wurzeln aufnehmbarem Bodenwasser vollständig entleert ist. REW nimmt dann den Wert „0“ an. Ein vollständig gefüllter Speicher liegt dann vor, wenn sich die Wassergehalte des gesamten Bodenblocks auf dem Niveau der Feldkapazität befinden. Bei hohen Wassergehalten oberhalb der Feldkapazität, welche in gut gedrahten terrestrischen Böden aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeiten in diesem Bereich in der Regel nur kurzfristig auftreten, wird ein Überlauf des Speichers angenommen. REW wird in diesem Bereich hoher Wassergehalte auf den Maximalwert von 1 begrenzt. Für die Darstellung von REW bis 140 cm Tiefe in Abbildung 7 wurden für die Schwellenwerte der Retentionskurve die Wasserspannung beim Feuchtigkeitsäquivalent in Anlehnung an RENGIER et al. (2009) sowie die baumartenspezifischen minimalen Bodenwasserpotentiale der parametrisierten Feddes-Funktionen verwendet (vgl. Russ et al., 2016).

Zur besseren Einordnung der Wasserhaushaltssituation sind in den einzelnen Diagrammen neben der Entwicklung von REW in der forstlichen Vegetationsperiode 2018 wieder die entsprechenden Werte aus dem Jahr 2003 sowie der Mittelwert der, aus den Modellläufen für die Jahre 1996 bis 2017 entnommenen, Werte von REW aufgetragen. An allen vier Stationen lässt sich besonders anhand der langjährigen Mittel die typische saisonale Entwicklung von REW erkennen. So beginnt die Vegetationsperiode nach Auffüllung des Bodenwasserspeichers während der Winter- und Frühjahrsperiode mit den höchsten Werten. Während des Sommers wird der Bodenwasserspeicher dann typischer Weise nach und nach aufgezehrt und erst zum Ende oder nach der Vegetationsperiode setzt wieder eine allmähliche Auffüllung ein. Im Vergleich zum langjährigen Mittel zeigen sich erwartungsgemäß an allen vier Stationen deutlich geringere Werte von REW in den beiden Weiserjahren.

Sowohl bezüglich der langjährigen Mittelwerte als auch bei der Ausschöpfung in den Weiserjahren lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen erkennen. Während an der Fläche 1202 im langjährigen Mittel der Schwellenwert von 0,4, ab welchem konventionell mit dem Auftreten von Trockenstress bei Bäumen (BRÉDA & GRANIER, 1996) und Ernteeinbußen bei landwirtschaftlichen Kulturen (RENGIER & STREBEL, 1980) gerechnet werden muss, nie erreicht wird, ist der Bodenwasserspeicher an den südlichen Stationen 1204 und 1205 häufiger entsprechend tief ausgeschöpft. Vergleichbare Relationen zwischen den Flächen zeigen sich auch in den beiden Weiserjahren. So wurde der Schwellenwert von 0,4 an der Fläche 1202 sogar im Jahr 2003 quasi nie unterschritten und auch im Jahr 2018 ist der Bodenwasserspeicher erst zum Ende der Vegetationsperiode zu etwas über 60 % entleert. Deutlich trockenere Verhältnisse herrschten dagegen an den beiden südlichen Stationen. Hier wurde der Schwellenwert von 0,4 bereits sehr zeitig im Mai unterschritten. Insbesondere an der Station 1204 lassen sich in den beiden Weiserjahren auch lange Zeiträume mit $REW < 0,1$ beobachten. Entsprechend BRÉDA et al. (2006) geht man in diesem Bereich bereits von schwerem Trockenstress aus.

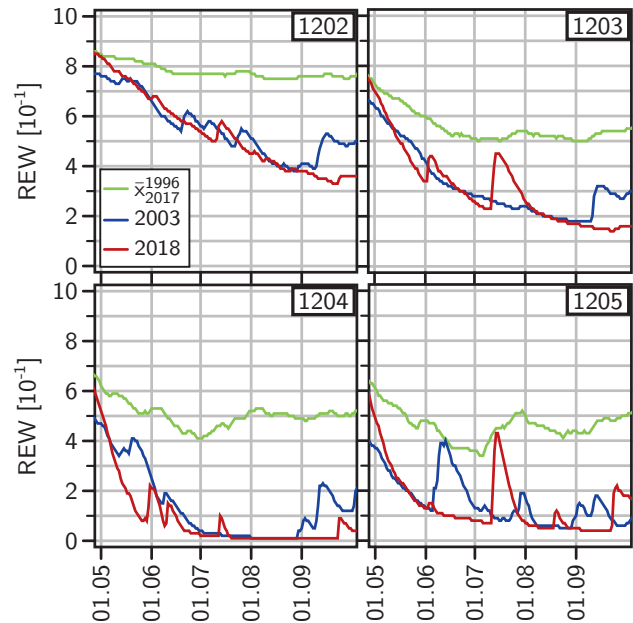


Abbildung 7: Vergleich der modellierten Werte des Wassermangelindicators REW bezogen auf einen Bodenblock bis 140 cm Tiefe in den Jahren 2003, 2018 sowie im langjährigen Mittel der vorliegenden Messreihe (1996...2017)

Neben den oben beschriebenen räumlichen Niederschlagsgradienten lassen sich die teils deutlichen Unterschiede vor allem auf die verschiedenen Vegetationsdecken und Wasserspeicherkapazitäten der Böden zurückführen. So wird der kleine Bodenwasserspeicher der mittelsandigen Substrate an der Fläche 1204 vom dortigen Kiefernbestand aufgrund des relativ großen LAI und besonders von der durch Gräser dominierten Bodenvegetationsdecke schnell aufgezehrt. Vergleichbare Standortverhältnisse bestehen an der Fläche 1205, wobei hier für die vorwiegend aus Zwergsträuchern bestehende Bodenvegetation von geringeren Transpirationsraten auszugehen ist. Die bereits deutlich bessere Überbrückung längerer Trockenphasen an der Fläche 1203 ergibt sich aus dem höheren Bodenwasserspeicher der feinsandigen Substrate und dem geringen „Wasserverbrauch“ der Zwergsträucher sowie dem im Vergleich zu den anderen Flächen niedrigen LAI während der Vegetationsperiode. Trotz des mit Abstand größten LAI, können Trockenperioden an der Fläche 1202 sehr gut durch den deutlich größeren Bodenwasserspeicher der dort auftretenden lehmigen Substrate überbrückt werden. Nicht zuletzt tragen an der Station 1202 auch der bei lehmigen Substraten linearere Verlauf der Retentionskurve im Bereich der nutzbaren Feldkapazität und die daraus resultierende „vorausschauendere“ Einschränkung der Wurzelwasseraufnahme durch die Bäume (vgl. z.B. KONOPATZKY, 2012) zur Vermeidung von Wassermangelsituationen bei.

Vergleicht man die beiden Weiserjahre miteinander, zeigen sich, ähnlich wie bei den Niederschlagsverhältnissen, regional unterschiedliche Relationen. So wurde der kritische Schwellenwert von 0,4 an der Station 1202 mit 45 Tagen deutlich häufiger unterschritten als im Jahr 2003 (17 Tage). An den beiden südlichen Stationen stimmt die Anzahl an Tagen mit Wassermangel in 2003 nahezu mit den Werten aus 2018 überein. Tendenziell ist an der Station 1204 aufgrund

des rasanten Absinkens auf sehr geringe Werte in 2018 von einer gegenüber 2003 noch angespannteren Situation auszugehen. Dagegen könnte es sich an der Station 1205 positiv ausgewirkt haben, dass die zusammenhängenden Perioden mit kritischem REW, aufgrund der kurzzeitigen Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers in der Mitte der Vegetationsperiode, kürzer ausgeprägt waren. An der Station 1203 zeichnet sich anhand des REW in 2018 eine deutlich günstigere Wasserversorgung der Bäume ab. Zum einen wird der Schwellenwert 0,4 in 2018 nur an 90 Tagen unterschritten (2003: 124), zum anderen ist auch die kurzzeitige Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Juli und die daraus resultierende kürzere Andauer zusammenhängender Perioden mit Wassermangel positiv zu bewerten. Mit Ausnahme der Station 1205 könnte sich die in 2018 im Vergleich zu 2003 erst deutlich später einsetzende Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers zum Ende bzw. nach der Vegetationsperiode ungünstig ausgewirkt haben. Bei den immergrünen Kiefern sind dadurch Einschränkungen aufgrund der ggf. unvollständigen „Füllung“ des internen Xylemspeichers vor den Wintermonaten denkbar.

In Abbildung 8 sind die Bodenwasserverfügbarkeiten für die Bestände innerhalb der forstlichen Vegetationsperiode anhand der Quotienten aus den modellierten Werten von aktueller und potentieller Transpiration (T_{akt}/T_{pot}) dargestellt. T_{akt}/T_{pot} beschreibt, zu welchem Anteil der atmosphärische Verdunstungsanspruch in Abhängigkeit von der aktuellen Bodenwasserverfügbarkeit erfüllt werden kann. Analog zu REW entsprechen somit T_{akt}/T_{pot} -Werte nahe 1 einer optimalen Wasserverfügbarkeit und gegen 0 strebende Werte einem zunehmend intensiveren Wassermangel. Der Indikator T_{akt}/T_{pot} unterscheidet sich von REW vor allem in der engeren Orientierung an der Wurzelwasseraufnahme durch die Bäume entlang der Tiefengradienten der Wurzelverteilungen und dem direkten Einfluss des atmosphärischen Verdunstungsanspruchs.

Als Schwellenwert für T_{akt}/T_{pot} , ab dessen Unterschreiten von einer kritischen Wasserversorgung der Bestände auszugehen ist, wurde $T_{akt}/T_{pot} = 0,7$ angenommen. So ist bei geringeren Quotienten in Waldbeständen mit einer deutlichen Reduktion des jährlichen Dickenwachstums zu rechnen (RIEK, 1995; SCHWÄRZEL et al., 2009).

Aufgrund der deutlich höheren Feinwurzeldichten im Oberboden ist die zeitliche Dynamik von T_{akt}/T_{pot} deutlich größer als bei REW. So können bereits vergleichsweise kleine Niederschlagsereignisse den Oberboden nach Trockenperioden wieder soweit auffüllen, dass der Transpirationsbedarf der Bäume zu großen Teilen gedeckt werden kann. Umgekehrt wird das in den oberen, intensiv durchwurzelten Bodenschichten gehaltene Wasser auch schnell durch entsprechend intensive Wurzelwasseraufnahme transpiriert. Vereinzelt lässt sich auch ein sprunghaftes „Umschalten“ von geringen Quotienten auf „1“ und anschließendes ebenfalls abruptes Zurückfallen auf ein konstantes niedrigeres Niveau beobachten. Dieser Effekt tritt auf, wenn an Tagen mit insgesamt eher geringem atmosphärischem Verdunstungsanspruch langanhaltende Niederschläge fallen. Aufgrund des geringeren spezifischen Widerstands wird der atmosphärische Anspruch vollständig durch die Interzeptionsverdunstung erfüllt, sodass die potentielle Transpiration den Wert null annimmt. Für diese Tage wurde die Annahme getroffen,

dass kein Transpirationsstress besteht und T_{akt}/T_{pot} somit wieder den Wert „1“ annimmt. Trotz dieser größeren Dynamik lassen sich durchaus wieder typische saisonale Verläufe erkennen. Analog zu REW bestehen an allen Flächen zum Beginn der Vegetationsperiode nahezu optimale Verhältnisse. Während der Sommermonate lassen sich dann gehäuft Perioden mit deutlicher Limitierung der Transpiration durch Wassermangel beobachten. In der Regel stellt sich zum Ende der Vegetationsperiode im Vergleich zu REW dann aber wieder deutlich schneller ein Niveau nahezu optimaler Bodenwasserverfügbarkeit für die Bestände ein.

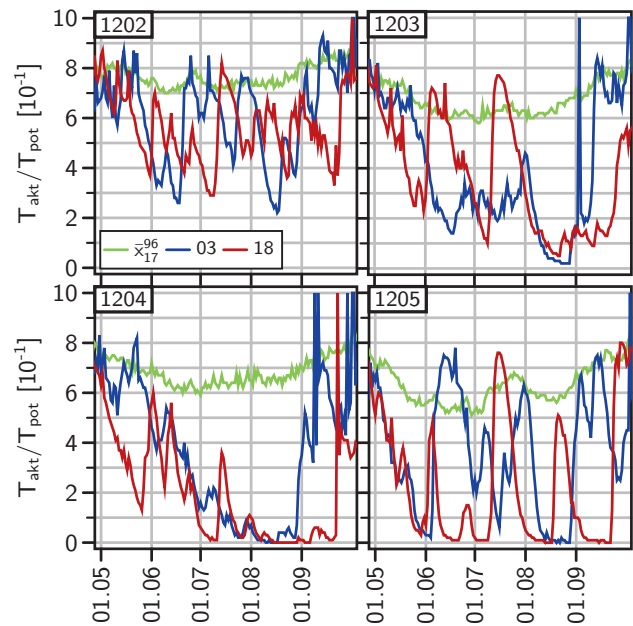


Abbildung 8: Vergleich der modellierten Werte des Wassermangelindikators T_{akt}/T_{pot} in den Jahren 2003, 2018 sowie im langjährigen Mittel der vorliegenden Messreihe (1996...2017)

Zwischen den einzelnen Flächen zeigen sich auch für T_{akt}/T_{pot} unterschiedlich intensive Ausprägungen von Wassermangelsituationen. Im langjährigen Mittel sowie in den beiden Weiserjahren stechen wieder die beiden südlichen Flächen 1204 und 1205 mit länger anhaltenden intensiveren Wassermangelfasen hervor, während an der Fläche 1202 die Transpiration am geringsten durch Wassermangel limitiert wird. Analog zu den für REW beschriebenen Einflüssen resultieren diese Unterschiede wieder vorrangig aus den großräumigen Niederschlagsgradienten sowie den flächenspezifischen Vegetationsdecken und Wasserspeicherkapazitäten der Böden. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den Flächen bei T_{akt}/T_{pot} etwas geringer als bei REW. Insbesondere die Fläche 1202 hebt sich nicht mehr so deutlich von den anderen drei Flächen ab. Dies ist vorrangig darauf zurückzuführen, dass sich der größere nutzbare Bodenwasserspeicher der lehmigen Bänder im Untergrund an der Fläche 1202 infolge der stärkeren Wurzelwasseraufnahme im Oberboden weniger auf die Berechnung vom T_{akt}/T_{pot} auswirkt.

Dementsprechend weist auch die Anzahl an Tagen, an denen der kritische Schwellenwert von 0,7 unterschritten wird, nicht mehr so große Unterschiede zwischen den Flächen auf, wie diese noch für REW beobachtet werden konnten. So wird der Schwellenwert 0,7 bereits im langjährigen Mittel auch an der Fläche 1202 mit 42 Tagen vergleichsweise

häufig unterschritten (andere Flächen 67...77). Dass der vorrangig mit Zuwachseinbußen assoziierte Schwellenwert von 0,7 auch in Normaljahren nicht nur im Südwesten unterschritten wird, entspricht somit den aus der Dendrochronologie bekannten engen Abhängigkeiten zwischen Jahrringbreiten und Niederschlagsmengen trockener Regionen (vgl. z.B. DOUGLASS, 1929).

Auch bei Vergleich der beiden Weiserjahre ergeben sich wieder regional unterschiedliche Relationen in Abhängigkeit von den Niederschlagsverteilungen in den beiden Jahren. So wurde der Schwellenwert 0,7 an der Fläche 1202 in 2003 lediglich an 101 Tagen unterschritten während in 2018 an 131 Tagen der Vegetationsperiode kleinere Quotienten auftraten. Besonders kritischere Verhältnisse in 2018 zeigten sich an der Station 1204, wo mit 152 Tagen quasi während der gesamten Vegetationsperiode von einer deutlich eingeschränkten Transpiration des Bestandes auszugehen ist (2003: 140 Tage). Im Vergleich zu 2003 zeigt sich an dieser Station in 2018 auch eine besonders langandauernde Periode stark limitierter Transpiration im Spätsommer, welche bis zum Herbst andauert. In beiden Jahren etwa vergleichbare Verhältnisse zeigen sich an den Stationen 1203 und 1205, an welchen der Schwellenwert $T_{akt}/T_{pot} < 0,7$ an jeweils ca. 140 Tagen unterschritten wurde. Aufgrund der häufigeren Unterbrechung intensiver Wassermangelperioden durch einzelne kräftige Niederschläge während der Sommermonate stellt sich die Wasserhaushaltssituation an der Fläche 1203 im Jahr 2018 tendenziell wieder etwas günstiger dar als im Weiserjahr 2003.

3.4 Wassermangelindikation aus Zuwachsfeinmessungen

Erste Auswertungen zu physiologischen Reaktionen der Kiefern auf die eingeschränkte Bodenwasserverfügbarkeit in 2018 konnten anhand der Zuwachsfeinmessungen mittels elektronischer Dendrometer vorgenommen werden. Aus den in stündlichen Intervallen erfassten Stammdurchmessern wurden dazu die beiden Kennwerte „tägliche Durchmesser-schwankung“ und „mittelfristige Durchmesser-schwankung“ berechnet.

Die mittelfristigen Schwankungen, welche den Residuen aus der Beschreibung der innerjährlichen Durchmesserentwicklung mittels Gompertz-Kurven entsprechen, lassen sich als längerfristige Anpassungen der Bäume an verschiedene Niveaus der Wasserversorgung interpretieren. In Abhängigkeit vom Niveau der Wasserversorgung kommt es dann zur länger anhaltenden Auffüllung oder Entleerung des Stammspeichers. Niedrige und fallende Werte der mittelfristigen Schwankungen treten somit in Trockenperioden, hohe und ansteigende Werte bei wieder guter Wasserverfügbarkeit auf. Zu Beginn der Vegetationsperiode können zudem Ausschläge in den mittleren Schwankungen auftreten, welche aus einer Quellungsphase zu Beginn des Kambialwachstums resultieren.

Die Interpretation der einfach und tagesaktuell zu berechnenden und vielfach auch im Obstbau (z.B. zur Steuerung von Bewässerungsanlagen) eingesetzten täglichen Durchmesser-schwankungen ist bei der Auswertung an nicht bewässerten Forstflächen mit methodischen Schwierigkeiten behaftet: Sowohl bei sehr guter Bodenwasserverfügbarkeit, als auch bei sehr intensivem Wassermangel sind kleine täg-

liche Schwankungen des Stammdurchmessers zu erwarten. Hohe tägliche Schwankungen treten dagegen im Bereich mittlerer Wassermangelintensitäten auf. Dieser parabelartige Zusammenhang zwischen täglicher Schwankung und Bodenwasserverfügbarkeit resultiert daraus, dass bei optimaler Wasserversorgung zunächst kaum Wasserdefizite im Stamm entstehen. Mit zunehmend angespannter Bodenwasserverfügbarkeit kann das während des Tages transpierte Wasser nicht mehr sofort durch Wurzelwasseraufnahme ausgeglichen werden. Folglich bildet sich ein entsprechendes Defizit im Stammspeicher, welches erst während der Nacht wieder durch entsprechende Wurzelwasseraufnahme ausgeglichen werden kann. Aus diesen großen Amplituden des Wassergehaltes im Stamm resultieren dann entsprechend hohe tägliche Schwankungen des Durchmessers. Bei sehr stark eingeschränkter Bodenwasserverfügbarkeit können die während des Tages im Stamm entstehenden Defizite auch während der Nachtstunden nicht mehr ausgeglichen werden, sodass die Amplitude der täglichen Durchmesser-schwankungen wieder zurückgeht und die Transpiration zunehmend aus dem Stammspeicher erfolgt. Zudem ist im Bereich hoher Wassermangelintensitäten die Transpiration i.d.R. schon stark reduziert, was ebenfalls großen Tagesschwankungen entgegenwirkt. Bei den Anwendungen zur Bewässerungssteuerung ergibt sich die Problematik der nicht eindeutigen Zuordnung von täglicher Amplitude der Durchmesser-schwankung und Wasserverfügbarkeit normalerweise nicht. Ansteigende tägliche Schwankungen im Bereich mittlerer Wassermangelintensitäten triggern hier bereits eine entsprechende Bewässerung. Folglich muss stets auch nur ein Parabelast der Wassermangel-Durchmesserschwankungs-Beziehung ausgewertet werden.

In Abbildung 9 sind die beiden Indikatoren aus den Zuwachsfeinmessungen gemeinsam mit den Wassermangelindikatoren REW und T_{akt}/T_{pot} aus der Wasserhaushaltsmodellierung aufgetragen. Für eine bessere Visualisierung der Zeitreihen wurden beide Indikatoren der Durchmesser-schwankung als gleitende Mittelwerte über einem Zeitfenster von 11 Tagen dargestellt. Zur Veranschaulichung der Witterungseffekte wurde zusätzlich zu 2018 auch wieder das sehr feuchte Jahr 2017 dargestellt. Ebenfalls mit dem Ziel, die Auswirkungen unterschiedlicher standörtlicher Verhältnisse möglichst deutlich zu machen, wurden die beiden Flächen 1202 und 1204 als Beispiele gewählt. Der für die Durchmesser-schwankungen zweifelsfrei sehr interessante Vergleich mit dem Weiserjahr 2003 war leider nicht möglich. Die Flächen wurden erst 2008 mit elektronischen Dendrometern ausgerüstet, sodass für das Jahr 2003 keine auf Tagesbasis auswertbaren Zuwachsfeinmessungen vorlagen.

Im sehr feuchten Jahr 2017 zeigen die Wassermangelindikatoren REW und T_{akt}/T_{pot} an der Fläche 1202 kaum kritische Wasserhaushaltssituationen an. Dementsprechend wurden auch nur insgesamt geringe tägliche Schwankungen und keine langanhaltende Entleerung des Stammspeichers (mittelfristige Schwankungen) beobachtet. Tendenziell fallen zudem Zeiten mit höheren täglichen Durchmesser-schwankungen stets mit geringen mittelfristigen Schwankungen und geringe tägliche Schwankungen mit hohen Werten der mittelfristigen Schwankungen zusammen. Somit deuten auch die Relationen der beiden Zuwachsfeinmessungen darauf hin, dass der Bereich hoher Wassermangelintensitäten mit wieder abnehmenden täglichen Schwankungen in 2017 nicht

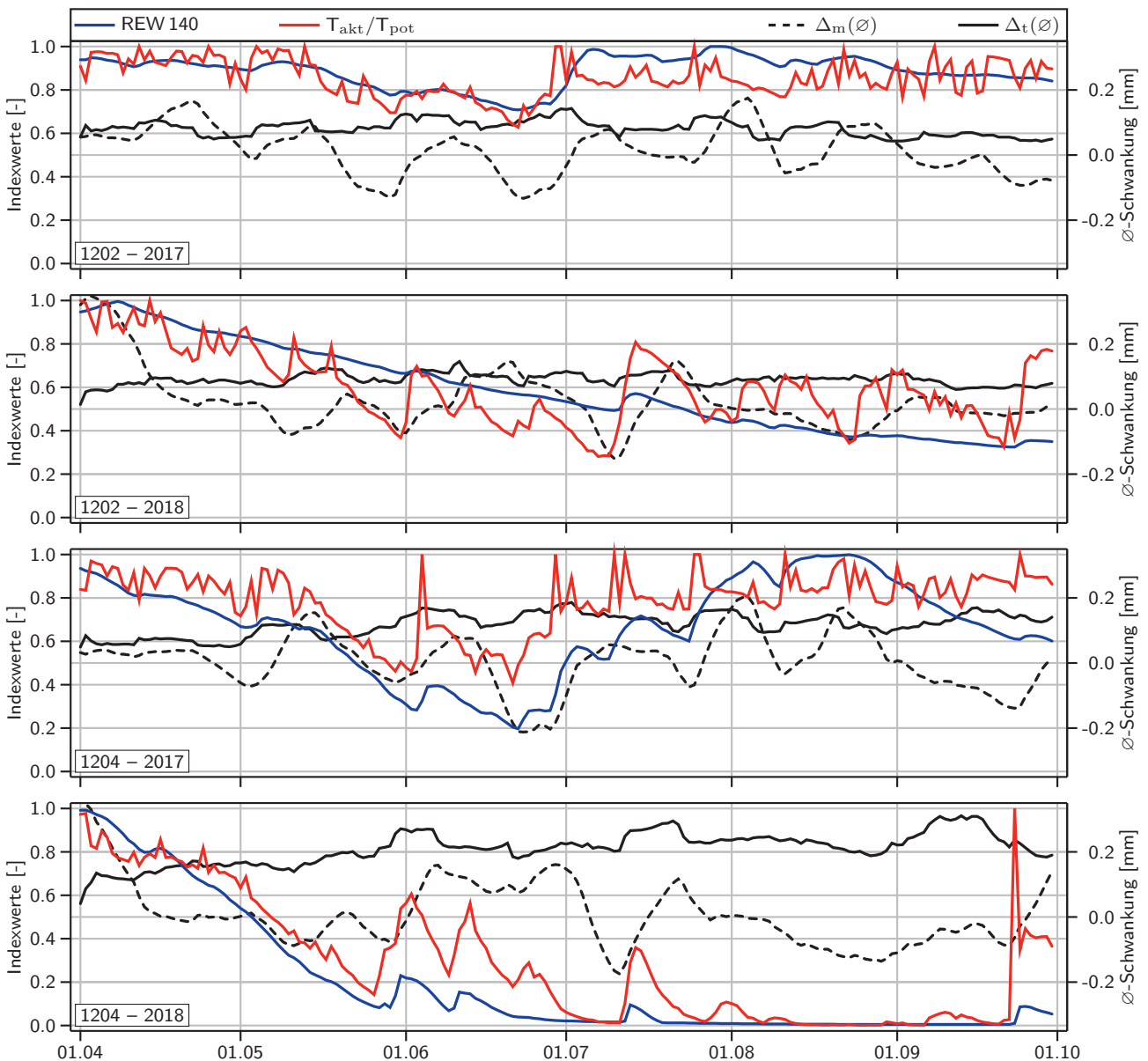


Abbildung 9: Gegenüberstellung der modellierten Wassermangelindikatoren REW (bis 140 cm Bodentiefe) und T_{akt}/T_{pot} mit den aus Zuwachsfineisungen abgeleiteten Indikatoren der mittelfristigen und täglichen Durchmesserschwankung (jeweils gleitende Mittelwerte über 11 Tage) an den beiden Flächen 1202 und 1204 in den Sommerhalbjahren 2017 und 2018

erreicht wird. Allerdings lassen sich zumindest während der leichten „Trockenphase“ von Ende Mai bis Anfang Juni bereits gewisse Ähnlichkeiten zwischen Wassermangelindikatoren und den Indikatoren aus der Durchmesserfeinmessung erkennen. Dies deutet darauf hin, dass bereits bei relativ kleinen Einschränkungen in der Bodenwasserverfügbarkeit erste physiologische Effekte in den Kiefernbeständen auftreten können.

Im Jahr 2018 zeigen sich wie oben beschrieben auch an der Fläche 1202 kritischere Werte von REW und T_{akt}/T_{pot} . Die täglichen Durchmesserschwankungen lassen gegenüber 2017 jedoch nur ein leicht erhöhtes Niveau erkennen. Selbst für kürzere Perioden zeigen sich kaum tägliche Schwankungen in einem gegenüber 2017 deutlich gesteigerten Wertebereich. Die beiden berechneten Durchmesserindizes zeigen zueinander wieder die typischen Verläufe mit erhöhten Tagesschwankungen bei geringerem Niveau der

mittelfristigen Schwankungen, sodass an der Fläche 1202 wahrscheinlich auch im Trockenjahr 2018 die während des Tages im Stamm entstandenen Defizite noch während der Nacht ausgeglichen werden konnten. Anhand der mittelfristigen Durchmesserschwankungen zeigt sich allerdings eine deutliche Entleerung des Stammspeichers zu Beginn des Sommerhalbjahres, welcher dann bis zum Ende der Vegetationsperiode auf einem deutlich geringeren Niveau variiert. Wahrscheinlich müssen die rasant abfallenden Werte der mittelfristigen Schwankungen aber auch im Zusammenhang mit der in der Literatur diskutierten Quellungsphase zu Beginn des Kambialwachstums interpretiert werden (s.o.). Darauf deuten auch die zu Beginn des Sommerhalbjahres noch sehr hohen Indexwerte von REW und T_{akt}/T_{pot} hin, welche sich nur schlecht mit einer rasanten Entleerung des Xylemwasserspeichers in Übereinstimmung bringen lassen. Insgesamt lassen sich in 2018 auch größere Ähnlichkeiten zwischen Bodenwasserverfügbarkeit und Durch-

messerschwankungen feststellen. Dabei fällt auf, dass die Kurvenverläufe der Wassermangelindikatoren stets etwas den Kurven der Durchmesserschwankung vorauslaufen, was als „Reaktionszeiten“ der Durchmesserschwankungen auf Veränderungen der Bodenwasserverfügbarkeit interpretiert werden kann und die Kausalität zwischen Durchmesserschwankungen der Kiefer und der Bodenwasserverfügbarkeit bekräftigt.

An der Fläche 1204 zeigen sich bereits im feuchten Jahr 2017 häufiger kritische Werte der beiden Wassermangelindikatoren REW und T_{akt}/T_{pot} . Von den beiden Indikatoren aus der Durchmesserfeinmessung stechen vor allem die täglichen Schwankungen deutlich hervor. Während der Trockenphasen im Juni und Juli 2017 werden hier bereits deutlich höhere Werte erreicht, als an der Fläche 1202 in 2018 beobachtet werden konnten. Ein Rückgang der Tagesschwankungen in Folge hoher Wassermangelintensitäten lässt sich indes nicht eindeutig beobachten. Langanhaltende Phasen, in welchen Defizite des Xylemspeichers aufgebaut wurden, lassen sich anhand der mittelfristigen Durchmesserschwankungen ebenfalls kaum erkennen. Im Vergleich zur Fläche 1202 zeigen sich an der Fläche 1204 bereits in 2017 engere Zusammenhänge zwischen Bodenwasserverfügbarkeit und Durchmesserschwankungen. Besonders die beiden Indikatoren REW und die mittelfristigen Durchmesserschwankungen weisen einen deutlich synchroneren Verlauf auf.

Im Jahr 2018 zeigen sich an der Fläche 1204 wieder die oben beschriebenen starken Einschränkungen der Bodenwasserverfügbarkeit während langer Perioden der Vegetationszeit. Die deutlich eingeschränkte Wasserverfügbarkeit spiegelt sich auch in den im Vergleich zu 2017 an der Fläche 1204 noch einmal deutlich erhöhten täglichen Durchmesserschwankungen wider. Gleich zu Beginn des Sommerhalbjahres steigen die täglichen Durchmesserschwankungen kontinuierlich an, während die Wassermangelindikatoren REW und T_{akt}/T_{pot} fallende Werte aufweisen. Besonders ab Ende Mai, nachdem das pflanzenverfügbare Bodenwasser bis in größere Tiefen aufgebraucht ist, lassen sich kürzere Perioden mit im Vergleich zu 2017 fast doppelt so hohen Werten beobachten. Diese hohen Ausschläge der täglichen Schwankungen treten weitgehend synchron mit kurzfristigen Entlastungen der angespannten Wasserhaushaltssituation auf und scheinen auch mit ansteigenden Werten der mittelfristigen Schwankungen zusammenzufallen. Wahrscheinlich müssen die Perioden geringer täglicher Schwankungen ab Juni somit zunehmend als Phasen hoher Wassermangelintensitäten aufgefasst werden, in denen das Xylemwasserdefizit im Stamm nicht mehr vollständig während der Nacht ausgeglichen werden kann. Die mittelfristigen Schwankungen des Stammdurchmessers zeigen zu Beginn der Vegetationsperiode in Übereinstimmung mit den schnell Absinkenden Bodenwassergehalten und ansteigenden täglichen Schwankungen eine deutliche, bis in den Juni anhaltende Phase der Entleerung des Stammspeichers an. Allerdings könnte diese Entwicklung der mittelfristigen Durchmesserschwankungen zumindest teilweise auch auf Überlagerungen mit der oben beschriebenen Quellungsphase zu Beginn des Kambialwachstums zurückzuführen sein. Auch im späteren Verlauf der Vegetationsperiode zeigen sich wieder hohe Ähnlichkeiten zwischen den Trends der Wassermangelindikatoren und den mittelfristigen Durchmesserschwankungen.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zum Witterungsverlauf im Jahr 2018 an den brandenburgischen Level II-Flächen gliedern sich gut in deutschlandweite Beobachtungen anderer Messnetze ein, welche ebenfalls besonders für die zweite Hälfte der Vegetationsperiode außergewöhnlich warme und trockene Verhältnisse beobachteten (z.B. DWD, 2019b,a). Hinsichtlich des im Vergleich zu vieljährigen Mittelwerten erfassten Niederschlagsdefizits im Jahr 2018, ordnen sich die an den vier Level II-Stationen beobachteten Defizite von ca. 200 mm ebenfalls sehr gut in die bundesweiten Verhältnisse ein (z.B. FRIEDRICH & KASPAR, 2019). Abweichend zur Auswertung von Gebietsmitteln für Brandenburg (FRIEDRICH & KASPAR, 2019), wurden in 2018 jedoch nicht an allen brandenburgischen Stationen die geringsten bisher beobachteten jährlichen Niederschlagsmengen gemessen. Analog zum brandenburgischen Gebietsmittel für die Sommermonate des DWD (IMBERY et al., 2018) wurden im Jahr 2018 auch an den Level II-Stationen die bisher höchsten Tagesmittel der Lufttemperatur erfasst. Im Vergleich zum bundesweiten Durchschnitt zeichnet sich für die Tagesmaxima $> 30^{\circ}\text{C}$ an den Level II-Stationen eine besonders deutliche Steigerung ab. Während die Anzahl heißer Tage (Tagesmaxima $> 30^{\circ}\text{C}$) im Jahr 2018 deutschlandweit nahezu exakt der in 2003 beobachteten Anzahl glich (FRIEDRICH & KASPAR, 2019), konnten an den Level II-Stationen in 2018 teilweise deutlich gegenüber 2003 erhöhte Hitzesummen beobachtet werden.

Aufgrund der stets sehr flächenspezifischen Verhältnisse an einzelnen Standorten ist die Einordnung der Ergebnisse zur Simulationsgüte ohne konkrete Modellvergleiche (z.B. RIEK & STROHBACH, 2001; WEGEHENKEL et al., 2001; WEGEHENKEL & JOCHHEIM, 2003) nur eingeschränkt möglich. Insgesamt deutet der Vergleich mit vorliegenden Ergebnissen aus der Literatur jedoch auch in den beiden durch extreme Witterungsbedingungen gekennzeichneten Jahren 2017 und 2018 auf akzeptable Simulationsgüten hin. Allgemein gilt nach (HÖRMANN et al., 2013) in der Praxis eine Modelleffizienz $> 0,8$ bereits als sehr gut, während bei einfacheren Modellen oftmals nur Werte von 0,5 und schlechter erreicht werden. Die hier ausgewerteten Simulationsgüten der Bodenwassergehalte liegen mit Modelleffizienzen nach NASH & SUTCLIFFE (1970) zwischen 0,50 bis 0,79 auf einem Niveau, wie es an den gleichen Stationen auch in „Normaljahren“ beschrieben wurde. So berichten WEGEHENKEL & JOCHHEIM (2003) von Übereinstimmungen nach WILLMOTT (1982) im Bereich von 0,34 bis 0,85. Für die Station 1203 werden von (BAUWE et al., 2013) Korrelationen von 0,64 bis 0,91 bei der Simulation mit dem Modell LWF-BROOK90 beschrieben.

Auch im überregionalen Vergleich ordnen sich die Simulationsgüten gut in die mit anderen eindimensionalen Richards-Modellen erreichten Anpassungen ein. Beispielsweise erzielten GROH et al. (2013) mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90 an einem Buchenbestand in Südwestdeutschland Modelleffizienzen zwischen 0,12 und 0,72. Bei der Modellierung des Wasserhaushaltes mit dem Model Expert-N für Laubholzbestände in Thüringen berichten BITTNER et al. (2010) über eine Modelleffizienz im Bereich von 0,42 bis 0,90. Auch unter extrem trockenen Bedingungen wird im internationalen Umfeld über vergleichbare Modellgüten berichtet. So beschreiben GONZÁLEZ-SANCHIS et al. (2015) für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts

von Aleppo-Kiefern-Beständen im Westen Spaniens mit dem Modell BIOME-BGC Werte der Modelleffizienz im Bereich von 0,35 bis 0,71 und Korrelationen von 0,60 bis 0,86.

Die Analyse der Auswirkungen des extrem trockenen und zugleich warmen Witterungsverlaufs in 2018 auf das Wachstum und die Vitalität der Kiefern wird sich zweifelsfrei zu einer der spannendsten Fragestellungen im forstlichen Umweltmonitoring der nächsten Jahre entwickeln. So ist auch damit zu rechnen, dass sich viele Effekte erst mit zeitlicher Verzögerung beobachten lassen werden. Neben der aus der Dendroökologie bekannten Autokorrelation zwischen den Bedingungen zurückliegender Jahre mit den aktuellen Zuwächsen (z.B. RIEK & WESSOLEK, 1994; RUSS et al., 2017) bestehen auch hinsichtlich der die Vitalität beeinflussenden Faktoren vielfältige komplexe Wechselbeziehungen. Typische Abhängigkeiten sind beispielsweise zwischen Wasserhaushalt und Baumernährung (z.B. HIPPELI & BRANSE, 1992; HEINSDORF & BRANSE, 2002) oder für die durch die Abfolge von Feucht- und Trockenjahren gesteuerte Fruktifikationsintensität beschrieben (z.B. PAAR et al., 2011)

Auswertungen zum Weiserjahr 2003 lassen jedoch bereits jetzt vermuten, dass durch die vielfach ähnlichen Bedingungen im Jahr 2018 auch für die Kiefer, welcher aufgrund geringer stomatärer Leitfähigkeiten undzeitigem Stomatenschluss allgemein eine hohe Trockenresistenz zugesprochen wird, mit Auswirkungen auf die Vitalität gerechnet werden kann. So beobachteten SEIDLING (2007) bei Auswertungen zum Jahr 2003 auch für die Kiefer vielfach erhöhte Nadelverluste. Insbesondere an den Stationen mit geringeren nutzbaren Wasserspeicherkapazitäten im Boden, an welchen sich bereits intensive physiologische Wassermangelsituationen anhand der Durchmesserchwankung abzeichneten, sind Effekte durch das Jahr 2018 zu erwarten.

Besonders interessant erscheint gegenwärtig die Betrachtung von Effekten des Wärmehaushaltes auf Wachstum und Vitalität der Kiefern unter den wärmsten beobachteten Standortbedingungen in Brandenburg seit Beginn der Weteraufzeichnungen. Innerhalb des nemoralen Klimabereichs lässt sich ein zusätzliches Wärmeangebot gewöhnlich als positiver Standortfaktor auffassen, da die optimalen Temperaturen zur Photosynthese in Normaljahren eher selten überschritten werden und sich mit höheren Temperaturen i.d.R. längere Vegetationszeiträume ergeben. Jedoch wird mit dem Überschreiten von Temperaturen zwischen ca. 20...30°C von einer Abnahme der Assimilation ausgegangen (YAMORI et al., 2014). Oberhalb der optimalen Temperaturen kommt es infolge der im Vergleich zu Sauerstoff mit steigenden Temperaturen größeren Abnahme der CO₂-Löslichkeit zu einer vermehrten Umsetzung von Sauerstoff durch das Enzym Ru-BisCo und somit zur Zunahme der Lichtatmung im Vergleich zur Photosynthese (z.B. RENNENBERG et al., 2006; YAMORI et al., 2014). Diesen Zusammenhängen wird auch in den vielen empirischen Wärmehaushaltsindikatoren (z.B. RIEK et al., 2013; RASPE et al., 2016), wie der hier verwendeten Hitzesumme oder Photosynthesemodellen wie WOFOST (vgl. z.B. KROES et al., 2009) Rechnung getragen. Gerade an den beiden südlichen brandenburgischen Level II Stationen wurden in 2018 sehr warme Verhältnisse in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode mit auch im Vergleich zu 2003 deutlich erhöhten Hitzesummen beobachtet.

Auch wenn die berechneten Hitzesummen mit maximal 90 K, bezogen auf die konventionell mit 153 Tagen angemessene Länge der forstlichen Vegetationsperiode, noch relativ moderat erscheinen, könnte durch die in 2018 zugleich stark eingeschränkte Transpiration auch eine kritischere Bewertung des Hitzestresses diskutiert werden, als die alleinige Betrachtung der Lufttemperaturen nahelegt. So wird gewöhnlich davon ausgegangen, dass strahlungsbedingte Übertemperaturen in den Assimilationsorganen durch die Abgabe latenter Wärme über die Stomata vermieden werden können (z.B. LYR et al., 1967). In Folge des im Süden Brandenburgs teilweise langanhaltenden Wassermangels und entsprechend geschlossenen Spaltöffnungen könnten in besonders exponierten Nadeln und Blättern jedoch durchaus gegenüber der Lufttemperatur erhöhte Werte aufgetreten sein.

Abschließend sind neben diesen vorwiegend negativen Effekten im warmen und strahlungsreichen Jahr 2018 aber auch positive Effekte für die Vitalität der Kiefern infolge der langanhaltenden Trockenheit denkbar. So treten in Jahren mit hohen Temperaturen und Strahlungswerten im Allgemeinen auch vermehrt kritische troposphärische Ozonkonzentrationen auf. Die in Folge angespannter Wasserversorgung geschlossenen Spaltöffnungen und entsprechend reduzierten Ozonflüsse in die Pflanzen könnten dann einer Schädigung der Assimilationsorgane durch das „Schadgas Nummer 1 für Waldbiotope“ (EINERT, 2016) entgegen gewirkt haben.

5 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>.
- BAUWE, A.; KOCH, M.; KALLWEIT, R.; KONOPATZKY, A.; STROHBACH, B.; LENNARTZ, B. (2013): Tree-ring growth response of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) to climate and soil water availability in the lowlands of North-Eastern Germany. *Baltic Forestry* **19** (2): 212–225.
- 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>.
- 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>.

- DOUGLASS, A. (1929): The secret of the Southwest solved by talkative tree rings. *National Geographic Magazine* **56** (6): 736–770.
- DWD (2019a): Auch im Herbst 2018 riss die Trockenserie in der Landwirtschaft nicht ab – Die agrarmeteorologische Situation im Herbst 2018. *Agrarklima Rückblicke*, Deutscher Wetterdienst.
- DWD (2019b): Trockenstress pur für die Landwirtschaft im Sommer 2018 – Die agrarmeteorologische Situation im Sommer 2018. *Agrarklima Rückblicke*, Deutscher Wetterdienst.
- EINERT, P. (2016): Luftverunreinigungen als Belastungsfaktor. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. 63. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 27–38. URL <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/efs63.pdf>.
- FISCHER, E.; SENEVIRATNE, S.; VIDALE, P.; LÜTHI, D.; SCHÄR, C. (2007): Soil moisture-atmosphere interactions during the 2003 European summer heat wave. *J. Climate* **20**: 5081–5099. Offen!
- FRIEDRICH, K.; KASPAR, F. (2019): Rückblick auf das Jahr 2018 – das bisher wärmste Jahr in Deutschland. *Berichte zu besonderen meteorologischen Ereignissen des DWD*, Deutscher Wetterdienst.
- GOLDHAMER, D.A.; FERERES, E. (2001): Irrigation scheduling protocols using continuously recorded trunk diameter measurements. *Irrigation Science* **20** (3): 115–125. URL <https://doi.org/10.1007/s002710000034>.
- GONZÁLEZ-SANCHIS, M.A.; DEL CAMPO, A.D.; MOLINA, A.J.; FERNANDES, T.S.J. (2015): Modeling adaptive forest management of a semi-arid Mediterranean Aleppo pine plantation. *Ecological Modelling* **308**: 34 – 44. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380015001325>.
- GROH, J.; PUHLMANN, H.; WILPERT, K. (2013): Kalibrierung eines Bodenwasserhaushaltsmodells mit einer kombinierten Zeilfunktion für die Optimierung der Wasserretentionskurve. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **57** (4): 152–163. URL http://dx.doi.org/10.5675/HyWa_2013,4_1.
- HEINSDORF, D.; BRANSE, C. (2002): Entwicklung der Nährelementgehalte in den Nadeln von Kiefernbeständen auf charakteristischen pleistozänen Standorten Brandenburgs in den Jahren 1964–1999. *Forst und Holz* **57** (13/14): 421–427.
- HIPPELI, P.; BRANSE, C. (1992): Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln mittelalter Kiefernbestände auf pleistozänen Sandstandorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1988. *Forstw. Cbl.* **111**: 44–60. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF02741658>.
- HOLSTEN, A.; VETTER, T.; VOHLAND, K.; KRYSANOVA, V. (2009): Impact of climate change on soil moisture dynamics in Brandenburg with a focus on nature conservation areas. *Ecol. Model.* **220** (17): 2076–2087. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.038>.
- HÖRMANN, G.; FOHRER, N.; KLUGE, W. (2013): Modelle zum Wasserhaushalt. In: W. SCHRÖDER, F. MÜLLER (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften: Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*, Kap. V-3.2 (23. Erg. Lfg. 1/13). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, S. 1–18. URL <http://dx.doi.org/10.1002/9783527678525.hbw2013003>.
- IMBERY, F.; FRIEDRICH, K.; KOPPE, C.; JANSSEN, U.; DASSLER, J.; BISSOLLI, P. (2018): 2018 wärmster Sommer im Norden und Osten Deutschlands. *Berichte zu besonderen meteorologischen Ereignissen des DWD*, Deutscher Wetterdienst.
- JOCHHEIM, H.; EINERT, P.; ENDE, H.P.; KALLWEIT, R.; LÜTT-SCHWAGER, D.; 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.
- 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>.
- 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/>.
- LYR, H.; POLSTER, H.; FIEDLER, H.J. (1967): *Gehölzphysiologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 444 S.
- MÜLLER, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 14–18.
- NASH, J.; SUTCLIFFE, J. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *J. Hydrol.* **10** (3): 282 – 290. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- PAAR, U.; GUCKLAND, A.; DAMMANN, I.; ALBRECHT, M.; EICHORN, J. (2011): Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation der Buche. *AFZ-Der Wald* **66** (6): 26–29.
- RASPE, S.; BEUKER, E.; PREUHLER, T.; BASTRUP-BIRK, A. (2016): Part IX: Meteorological Measurements. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. UNECE, ICP Forests, S. 19. 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 Bodengenes*, Bd. 40. Technische Universität Berlin, Selbstverlag, S. 5–51.

- RENGER, M.; STREBEL, O. (1980): Berechnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* **32** (12): 572–575.
- RENNENBERG, H.; LORETO, F.; POLLE, A.; BRILLI, F.; FARES, S.; BENIWAL, R.S.; GESSLER, A. (2006): Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology* **8** (5): 556–571. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1055/s-2006-924084>.
- 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.; KALLWEIT, R.; RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **13**: 17–32. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01350>.
- 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.
- RIEK, W.; WESSOLEK, G. (1994): Wasserhaushalt - Zuwachsverhalten von Kiefern und Eichen im Raum Berlin, *Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 14. Technische Universität Berlin (Selbstverlag), Berlin, 83 S.
- RUSS, A.; MARTIN, J.; RIEK, W. (2017): Forstliches Umweltmonitoring Mecklenburg-Vorpommern - Ergebnisse der Untersuchungen auf den Intensivmonitoringflächen (Level II), *Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern*, Bd. 10. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 204 S.
- RUSS, A.; RIEK, W.; KALLWEIT, R.; EINERT, P.; JOCHHEIM, H.; LÜTTSCHWAGER, D.; HANNEMANN, J.; BECKER, F. (2016): Wasserhaushalt von Standorten des Level II-Programms in Brandenburg. In: *30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, S. 135–156. URL <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/efs63.pdf>.
- 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>.
- SEIDLING, W. (2007): Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. *Eur. J. Forest Res.* **126** (4): 529–544. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-007-0174-6>.
- 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>.
- VAN DAM, J.C. (2000): Field-scale water flow and solute transport - SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Universität Wageningen, Dissertation.
- 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.; KONOPATZKY, A.; RIEK, W.; STROHBACH, B. (2001): Wasserhaushaltssimulation der Level-II-Kiefernbestände Brandenburgs. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol.* **35** (1): 5–8.
- WILLMOTT, C.J. (1982): Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society* **63** (11): 1309–1313. URL [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1982\)063<1309:SCOTEO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1982)063<1309:SCOTEO>2.0.CO;2).
- WÄTZIG, H.; HAUSER, S.; BADEL, W. (1987): Rechengestützte Einrichtung zur Zuwachsfeinmessung an Waldbäumen. In: *Mikroelektronik in der Land-, Forst- und Nahrungsgüterwirtschaft*. Tag.-Ber., Akad. Landwirtschaft.-Wiss. DDR, Bd. 255. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der Deutschen Demokratischen Republik, Berlin, S. 749–754.
- YAMORI, W.; HIKOSAKA, K.; WAY, D.A. (2014): Temperature response of photosynthesis in C3, C4, and CAM plants: temperature acclimation and temperature adaptation. *Photosynthesis Research* **119** (1): 101–117. URL <https://doi.org/10.1007/s11120-013-9874-6>.

Waldzustand im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level I Programm in Brandenburg

RAINER HENTSCHEL, AARON LANGE, GORDON PEETZ & JENS SCHRÖDER

1 Einleitung

Die Witterungsverhältnisse der Vegetationsperiode 2018 waren durch eine hohe Strahlungsintensität und eine anhaltende Trockenheit geprägt. Von entsprechend hohem Interesse sind die Reaktionen der Waldbäume auf diese mit dem Jahrhundertssommer 2003 vergleichbaren Witterungsbedingungen. Im Rahmen der forstlichen Umweltkontrolle Brandenburg und der hierfür durchgeführten Waldzustandserhebung (WZE) als Teil des Level-I-Programms des forstlichen Umweltmonitorings des Bundes (ForUm: <https://blumwald.thuenen.de/>) und der Europäischen Union (ICP-Forests: <http://icp-forests.net/>) wurde der Vitalitätszustand von Probestämmen anhand einer standardisierten visuellen Einschätzung des Kronenzustandes dokumentiert. Neben der Einschätzung des Waldzustandes insgesamt wurde die Differenzierung nach Hauptbaumarten und Altersgruppen im Rahmen der WZE für Brandenburg dargestellt und hinsichtlich ihrer Repräsentativität beurteilt.

2 Das Level-I-Programm

Das Level-I-Programm setzt den internationalen Standard für die Beurteilung des Waldzustandes in Europa. Neben der Bodenzustandserhebung (BZE) und den nationalen Waldinventuren (BWI, LWI) stellt die jährlich durchgeführte Waldzustandserhebung (WZE) einen wesentlichen Bestandteil des Level-I-Programms dar. Auf Grundlage einer Sechs-Baum-Stichprobe zu allen vier Himmelsrichtungen eines Probestandes (n=24) werden Kronenverlichtung, Anteil deutlicher Schäden, Mortalität, Vergilbung, Fruktifikation und biotische Schäden für jeden Baum visuell erfasst. Anhand einer einheitlichen Codierung und dem Bezug zu einer abgestimmten Liste an zusätzlich zu erfassenden Schadursachen und -erregern sind diese Ergebnisse über die Zeit und unter den teilnehmenden Ländern vergleichbar (EICKENSCHIEDT AND WELLBROCK 2014).

In Brandenburg basiert die WZE seit 2009 auf einem 16x16 km Untersuchungsnetz, das aktuell 41 Probestandpunkte beinhaltet (Abbildung 1). Zuvor wurde die WZE auf einem 4x4 km, später auf einem 8x8 km Raster durchgeführt (KALLWEIT 2016a). Die Ausdünnung des Untersuchungsnetzes in 2009 führte insbesondere für die Beurteilung einzelner Baumartengruppen zu einer starken Reduktion der Grundgesamtheit und damit zu Unsicherheiten bezüglich der Repräsentativität der Erhebungen. Abgesehen hiervon repräsentiert das systematische Stichprobennetz die Baumartenverteilung des Landes Brandenburg mit einem Kiefernanteil über 70 % (Abbildung 2) relativ treffend.

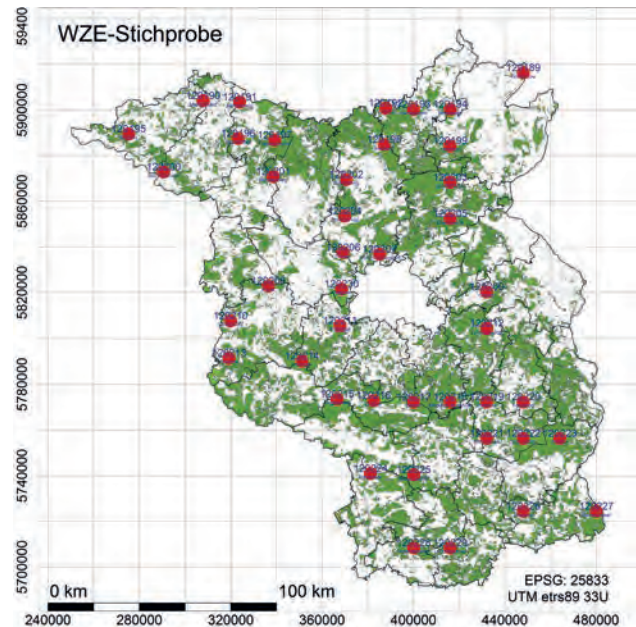


Abbildung 1: Lage der WZE-Probepunkte in Brandenburg basierend auf einem 16x16 km Raster (Stand: 2018)

Die beiden Hauptbaumarten Kiefer und Eiche werden durch die WZE 2018 mit 707 bzw. 116 Probestämmen repräsentiert (Abbildung 2). Die Buche wird durch lediglich 33 Probestämme erfasst, wobei das WZE-Netz nur einen Probestandpunkt mit der Hauptbaumart Buche beinhaltet. Ebenso wie dieser Probestandpunkt befinden sich die Probestandpunkte mit den Hauptbaumarten sonstiges Laubholz und sonstiges Nadelholz im Norden des Landes (Abbildung 3). Diese Baumartengruppen sind mit 93 bzw. 35 Probestämmen in der WZE-Stichprobe enthalten (Abbildung 2)

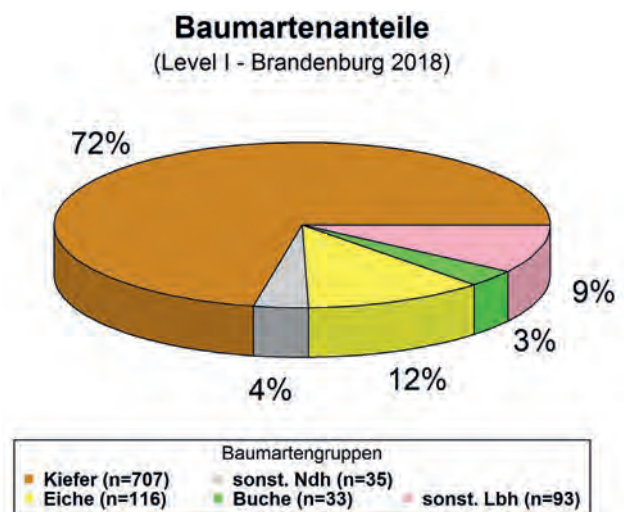


Abbildung 2: Baumartenanteile der WZE-Stichprobe Brandenburg 2018

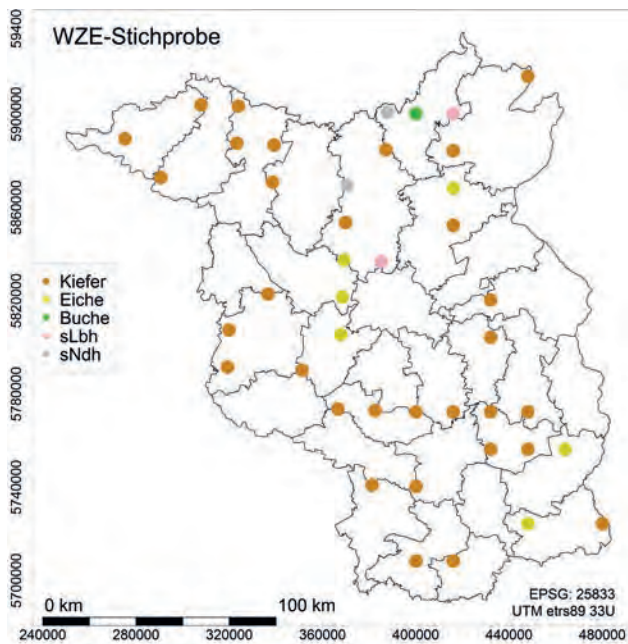
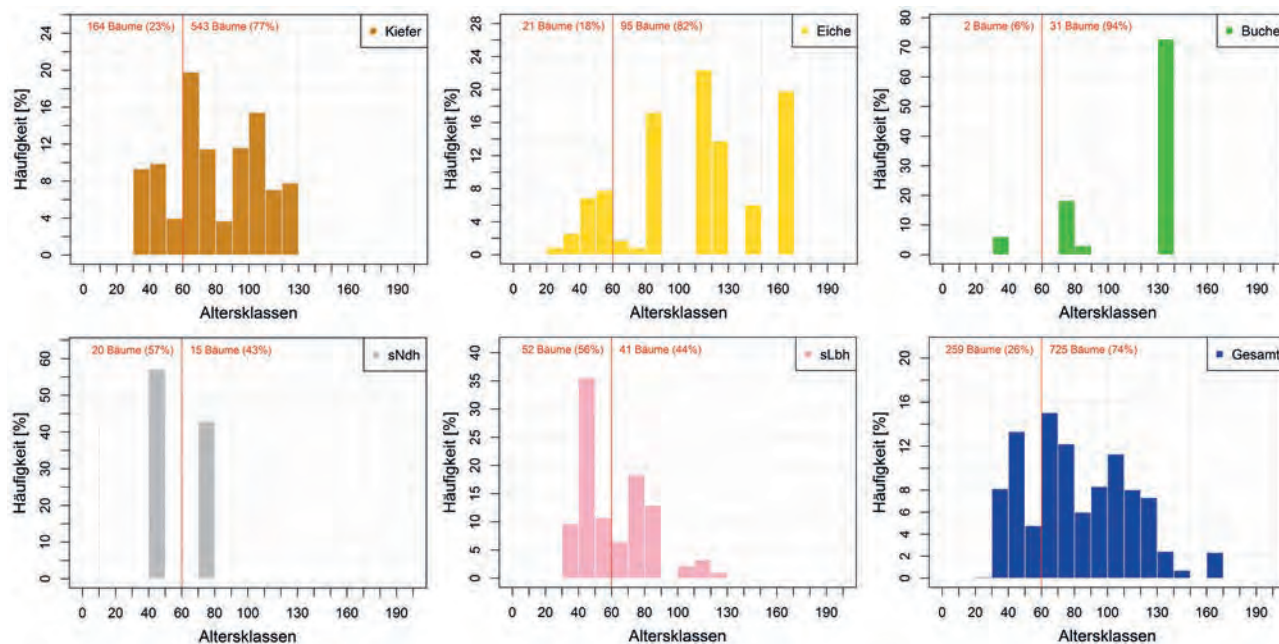


Abbildung 3: Lage und Hauptbaumartengruppe der WZE-Probepunkte in Brandenburg (Stand: 2018)

Aufgrund des Alterseffektes auf den Belaubungs- bzw. Benadelungszustand der Probepunkte wird die WZE-Stichprobe üblicherweise in Probepunkte bis 60 Jahre und darüber aufgeteilt (BMEL 2019). Da diese Aufteilung des Stichprobenkollektivs zu einer Reduktion der Grundgesamtheit führt, ist sie in Brandenburg jedoch nur für die Kiefer und sonstigen Laubholz aussagekräftig (Abbildung 4). Aus diesem Grunde wurde in dieser Untersuchung auf eine Altersdifferenzierung verzichtet.

Abbildung 4: Altersklassenverteilung der Hauptbaumarten und für die gesamte WZE-Stichprobe Brandenburg 2018. Die senkrechte rote Markierung kennzeichnet die Grenze von 60 Jahren.



3 Waldzustand 2018

Das Hauptmerkmal der WZE ist die Kronenverlichtung der untersuchten Probepunkte, welche in 5-%-Stufen der Nadel- bzw. Blattverluste eingeschätzt wird. Abbildung 5 zeigt die Zeitreihe der mittleren Kronenverlichtung aller Probepunkte der Baumartengruppen Kiefer und Eiche von 1991 bis 2018. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist der Bruch in der Zeitreihe zwischen 2008 und 2009 zu beachten (siehe oben). Aufgrund der verschiedenen Datengrundlage vor und ab 2009 ist ein direkter Vergleich der mittleren Kronenverlichtung dieser beiden Messperioden nicht möglich.

Als Reaktion auf die Trockenheit 2018 zeigte sich für die Eiche eine Erhöhung der mittleren Kronenverlichtung von 5 %, während die der Kiefer im Vergleich zum Vorjahr unverändert blieb. Ähnliches wurde als Reaktion auf das Trockenjahr 2003 beobachtet. Damals zeigte sich, dass die Kronenverlichtung im Folgejahr 2004 noch weiter anstieg. Aus diesem Grunde ist auch für das Jahr 2019 eine weitere Erhöhung der Kronenverlichtung der Eiche zu erwarten.

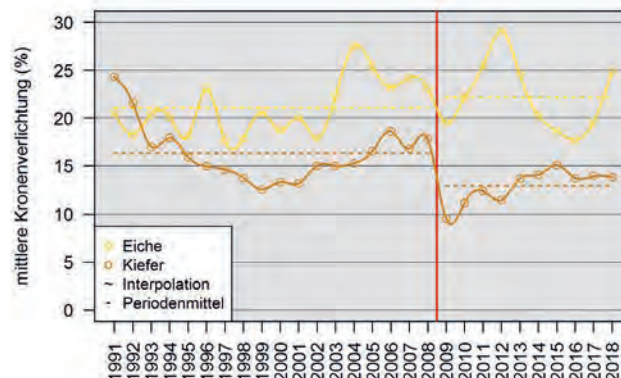


Abbildung 5: Mittlere Kronenverlichtung der Baumartengruppen Eiche und Kiefer für die Jahre 1991 bis 2018. Die rote Linie markiert die Umstellung und Versetzung des Stichprobenetzes auf ein 16x16 km Raster.

Im Vergleich mit den benachbarten Bundesländern bestätigte sich die Zunahme der Kronenverlichtung der Eiche in 2018. Allerdings wurde in Sachsen-Anhalt und Sachsen auch für die Kiefer eine Erhöhung der mittleren Kronenverlichtung festgestellt. Die WZE in Berlin hingegen zeigte für beide Baumartengruppen eine nahezu unveränderte Kronenverlichtung.

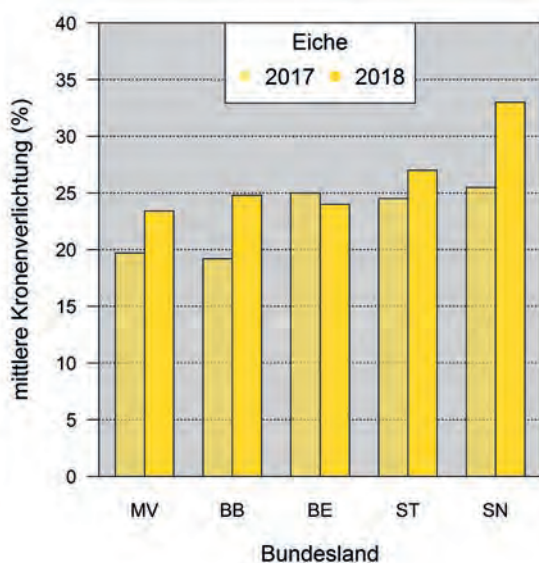
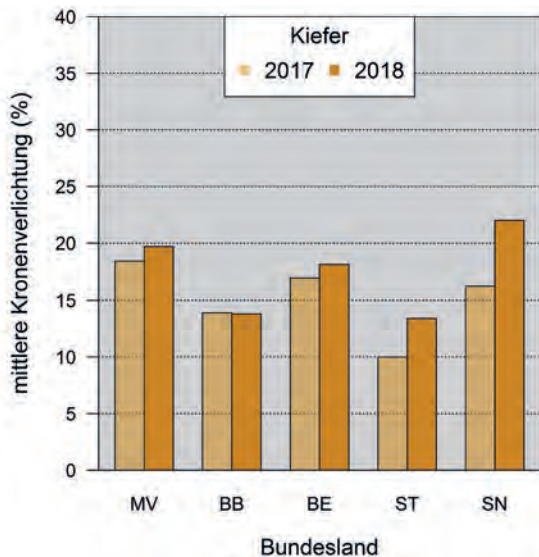


Abbildung 6: Vergleich der mittleren Kronenverlichtung von Kiefer (oben) und Eiche (unten) in den Jahren 2017 und 2018 für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern (MV), Brandenburg (BB), Berlin (BE), Sachsen-Anhalt (ST) und Sachsen (SN). Die Beobachtungen der benachbarten Bundesländer wurden den entsprechenden Waldzustandsberichten entnommen.

Abbildung 7 zeigt das räumliche Muster der beobachteten mittleren Kronenverlichtung der WZE-Plots der Jahre 2012 bis 2018. Eine mittlere Kronenverlichtung von 20-30 % wurde in Gelb dargestellt, eine höhere Kronenverlichtung in Orange bzw. Rot. In dieser Darstellung zeigt sich, dass vier von sechs Eichen-Plots eine erhöhte Kronenverlichtung im Jahr 2018 aufwiesen. Diese Plots zeigten jedoch bereits im Jahr 2017 eine Kronenverlichtung über 20 %. Die beiden Eichen-Plots im Süden Brandenburgs zeigten 2018 eine

mittlere Kronenverlichtung unter 20 %.

Die Kiefer zeigte 2018 nur für einen von insgesamt 30 WZE-Plots eine mittlere Kronenverlichtung von über 20 %. Auffällig war die erhöhte Kronenverlichtung in den Jahren 2013 und 2014 von fünf WZE-Plots im Süden, was mit der letzten Massenvermehrung der Nonne (*Lymantria monacha* L.) einherging. Der Einfluss biotischer Schäden spiegelt sich in der Kronenverlichtung ebenso wider wie die Reaktion auf eine ausgeprägte Trockenheit. Allerdings können diese Schäden aufgrund des relativ weiten Untersuchungsnetzes von 16x16 km nur unzuverlässig erfasst werden. In Jahren von Massenvermehrungen ist dieser Einfluss jedoch von den Auswirkungen abiotischer Einflüsse zu unterscheiden.

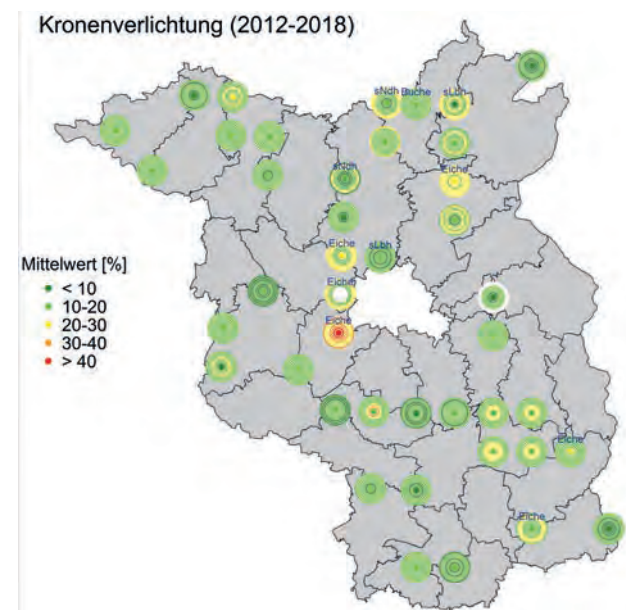


Abbildung 7: Entwicklung der mittleren Kronenverlichtung der WZE-Probepunkte in Brandenburg für die Jahre 2012 bis 2018. Der äußere Ring der Kreise entspricht dem Jahr 2018. Zum Zentrum des Kreises sind die weiter zurückliegenden Jahre dargestellt, wobei das Zentrum dem Jahr 2012 entspricht. Für Ringe bzw. Jahre ohne Einfärbung lagen keine Beobachtungen vor. Bei allen WZE-Punkten ohne Beschriftung handelt es sich um Plots mit der Hauptbaumart Kiefer, andere entsprechend der Beschriftung Eiche, Buche, sLbh (sonstiges Laubholz) und sNdh (sonstiges Nadelholz).

Neben der Kronenverlichtung werden bei der WZE noch weitere Merkmale sowie unterschiedliche Symptome und Schadensursachen aufgenommen. Die unterschiedlichen Merkmale können zu Indikatoren umgerechnet und in einer einheitlichen Skala dargestellt werden (Abbildung 8). Basierend auf diesen Indikatoren lassen sich die Beobachtungen als Zustandsbeurteilung von „sehr gut“ bis „gefährdet“ klassifizieren (KALLWEIT 2016b). Des Weiteren kann hieraus der Kronenzustandsindex getrennt nach Baumartengruppen (KZI-B) berechnet werden, der ein integrierendes Maß dieser sechs Indikatoren darstellt.

Getrennt nach Baumartengruppen weist der KZI-B 2018 für die Kiefer einen sehr guten und für die Eiche einen beeinträchtigten Vitalitätszustand aus (Abbildung 9). Neben einer sehr schlechten Beurteilung der Kronenverlichtung („KV“) und dem sich hieraus abgeleiteten Anteil deutlicher Schäden

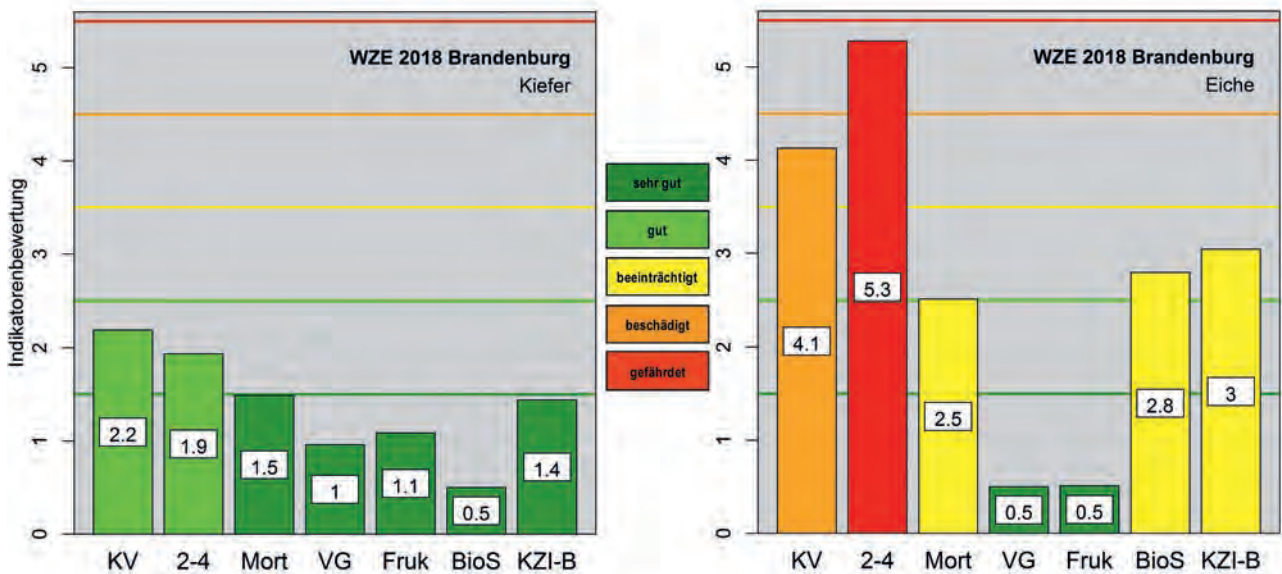


Abbildung 8: Einheitlich skalierte Merkmale der WZE (KV = Kronenverlichtung; 2-4 = Anteil deutlicher Schäden; Mort = Mortalität; VG = Vergilbung; Fruk = Fruktifikation; BioS = biotische Schäden (Pilze und Insekten)) im Indikatorensystem der Kronenzustandsansprache und Aggregation (arithmetisches Mittel) aller Merkmale zum Kronenzustandsindex nach Baumartengruppen (KZI-B) für die Kiefer (links) und Eiche (rechts) im Jahr 2018

(„2-4“) zeigte sich für die Eiche ein beeinträchtigter Zustand für die Indikatoren Mortalität („Mort“) und biotische Schäden („BioS“). Das Auftreten der Trockenheit 2018 ist daher auch in Wechselwirkung mit dem Auftreten von Insektenfraß in diesem Fall zu bewerten. Da viele der Insektenarten wärmeliebend sind, kann es zu einer durch Wassermangel begründeten Schwächung von Wirtsbäumen bei gleichzeitigem Anstieg der Populationsdichte entsprechender Insektenarten kommen, was in Hinblick auf den Klimawandel als besonders kritisch angesehen werden muss.

Die Zeitreihe des Kronenzustandsindex für Kiefer und Eiche (Abbildung 9) belegt eine höhere Variabilität des Vitalitätszustandes der Eiche im Vergleich zur Kiefer. Nach einer deutlichen Verschlechterung des Vitalitätszustandes im Trockenjahr 2003 kam es in den Jahren 2011 bis 2013 zu erneuten Vitalitätseinbußen der Eiche und der Ausweisung eines geschädigten Vitalitätszustand dieser Baumartengruppe. Im Jahr 2017 wurde der Vitalitätszustand erstmals wieder als gut eingeschätzt, bevor das Trockenjahr 2018 zu einer erneuten Verschlechterung führte. Die Kiefer hingegen zeigte während des gesamten Beobachtungszeitraumes einen guten oder sehr guten Vitalitätszustand.

4 Zusammenfassung

Im Vergleich zum Vorjahr belegt die Zusammenschau des Bundes eine Verschlechterung des Kronenzustandes 2018 für alle im Rahmen der WZE erhobenen Baumartengruppen (BMEL 2019). Allerdings zeigte sich gemessen am Anteil von Probestämmen mit deutlicher Kronenverlichtung (Nadel-/Blattverlust über 25 %), dass der Kronenzustand der Kiefer nahezu unverändert blieb, während der Anteil deutlicher Kronenverlichtung der Eichen um ca. 10 % gestiegen war. Diese Beobachtungen decken sich mit der WZE Brandenburg, wobei der Anteil der Eichen mit deutlicher Kronenverlichtung hier sogar um 15 % gestiegen ist (MLUL 2018).

Die im Rahmen der WZE erfasste Kronenverlichtung dient als wichtiger Indikator über die Auswirkungen des Witterungsgeschehens auf den Vitalitätszustand des Waldes (KALLWEIT 2016b). Allerdings stehen diese Beobachtungen nicht immer in Beziehung zum Baumwachstum als weiterem wichtigen Vitalitätsweiser, da unterschiedliche öko-physiologische Prozesse zumindest einen moderaten Nadel-/Blattverlust kompensieren können (BUSSOTTI AND POLLASTRINI 2017). Das tatsächliche Absterben von Bäumen während bzw. nach einer Trockenheit kann auf einen direkten Effekt durch einen Kollaps des hydraulischen Systems zurückgeführt werden (CHOAT ET AL. 2018), wobei oftmals Wechselwirkungen der Witterungsbedingungen auf die Baumvitalität und die Populationsdynamik phytophager Insekten eine große Bedeutung haben (ANDEREGG ET AL. 2015).

Aus diesen Gründen wird in Brandenburg der Kronenzustandsindex berechnet, der neben der Kronenverlichtung weitere Vitalitätsmerkmale berücksichtigt (s. Abbildung 8). Hierdurch wurde beispielsweise für die Eiche deutlich, dass die Kronenverlichtung 2018 nicht nur durch die Trockenheit, sondern auch durch das Auftreten biotischer Schäden (hier Insektenfraß) hervorgerufen wurde. Die Entwicklung des Kronenzustandes in Abbildung 9 zeigt zudem an, in wie weit sich ein beeinträchtigter Vitalitätszustand einer Baumartengruppe wieder erholen konnte und über welchen Zeitraum sich diese Regenerationsphase erstreckte.

Aus den Beobachtungen der Vergangenheit wird deutlich, dass die Auswirkungen eines Trockenjahres über mehrere Jahre nachweisbar sind. Bezogen auf das Trockenjahr 2018 ist zunächst eine weitere Verschlechterung des Kronenzustandes, zumindest für aktuell beeinträchtigte Baumartengruppen, zu erwarten. Die Dauer der Regenerationsphase oder eine weiterführende Verschlechterung des Vitalitätszustandes und mögliche Zunahme der Mortalität werden von den kommenden Witterungsgeschehnissen und deren Wechselwirkungen mit anderen abiotischen und biotischen Faktoren abhängen.



Abbildung 9: Zeitreihe des KZI-B für Kiefer (links) und Eiche (rechts) von 1998 bis 2018

4.1 Eiche

Im Vergleich der Bundesländer wird deutlich, dass sich die Entwicklung des Kronenzustandes einzelner Baumartengruppen räumlich stark differenziert (s. Tabelle 10 in BMEL 2019). So blieb der Anteil deutlicher Kronenverlichtung der Eiche in Niedersachsen und Bayern 2018 nahezu unverändert, während in Sachsen eine Erhöhung von 21 % beobachtet wurde. Auch absolut betrachtet zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Bundesländern, so bewegt sich der Anteil deutlicher Kronenverlichtung der Eiche in Brandenburg mit 37 % im besseren Mittelfeld, während Thüringen und Sachsen mit 68 bzw. 62 % im Bundesvergleich die schlechtesten Kronenzustände von Eichen im Jahr 2018 dokumentieren.

Auf Ebene von Europa weist die Baumartengruppe Eiche (Trauben- und Stieleichen), nach der Baumartengruppe immergrüne Eichen, die zweithöchste mittlere Kronenverlichtung auf (POTOČIĆ ET AL. 2019). Der zeitliche Verlauf (1998 bis 2017) deckt sich hierbei weitestgehend mit den Beobachtungen in Brandenburg (vgl. Abbildung 7-2g in POTOČIĆ ET AL. 2019 und Abbildung 5). Nach einer deutlichen Zunahme der Kronenverlichtung im und nach dem Trockenjahr 2003 und einer verzögerten, mehrere Jahre dauernden Regenerationsphase erfolgte ein erneuter Höchstwert der Kronenverlichtung im Jahr 2012. Letzteres war in Brandenburg mit einem starken Auftreten der Eichenfraßgemeinschaft assoziiert. Mit dem Trockenjahr 2018 erfolgte nun ein erneuter Höhepunkt der Kronenverlichtung der Eiche, weshalb die Entwicklung bzw. Regeneration des Kronenzustandes in den kommenden Jahren von großer Bedeutung ist.

In der Diskussion über die sogenannte Eichen-Komplexkrankheit werden verschiedene Krankheitserreger der Eiche genannt, deren Auftreten in Wechselwirkungen mit den jeweiligen regionalen Umweltbedingungen stehen (FÜHRER 1998). Zudem variieren Witterungs-Zuwachs-Beziehungen in Abhängigkeit vom Baumalter, Konkurrenz und beispielsweise Mistelbefall (DOLEŽAL ET AL. 2016). Dieses spiegelt sich auch in der räumlichen Verteilung der beobachteten Kronen-

verlichtung der Eiche wieder, welche nicht allein durch witterungsbedingte Unterschiede zu erklären sind (s. Figure S1-6 in Michel et al. 2019 und Abbildung 7). Folglich lassen sich mögliche Klimawandelfolgen nicht monokausal abbilden.

Steigende Temperaturen bei verminderter Bodenwasser-Verfügbarkeit lassen eine Verminderung von Wachstum und Vitalität von Wäldern erwarten (CHOAT ET AL. 2012). Irreversible Vitalitätseinbußen und Mortalität sind jedoch vor allem dort zu erwarten, wo die Eiche auf ungeeigneten Standorten stockt (SCHRÖDER 2013). So ist das Wurzelwachstum auf wechselfeuchten Standorten in Trockenperioden stark beeinträchtigt, was die Gefährdung gegenüber Trockenstress zwangsweise erhöht (THOMAS ET AL. 2002). In Verbindung mit einem Stickstoffüberschuss, was zu einer drastischen Abnahme sekundärer Pflanzenstoffe in den Blättern führen kann, steigt zudem die Prädisposition gegenüber Insektenfraß. Tatsächlich wurden für den schlechten Kronenzustand der Eiche in Brandenburg in der Vergangenheit besonders ungünstige Konstellationen von Witterungsfaktoren und biotischen Schaderregern verantwortlich gemacht (KALLWEIT 2006). Auch 2018 wurde das Auftreten der Eichenfraßgemeinschaft durch die WZE dokumentiert.

Die Hauptstressoren der Eichen in Mitteleuropa sind Kahlfraß, sommerliche Trockenheit und Winter- bzw. Spätfrost, wobei mit schwerwiegenden Absterbeerscheinungen (hohe Mortalitätsraten) nur bei gleichzeitigem oder kurz aufeinander folgendem Auftreten von mindestens zwei dieser Faktoren zu rechnen ist (THOMAS ET AL. 2002). Folglich führte die Trockenheit 2018 zu Vitalitätseinbußen der Eiche, jedoch (noch) nicht zu ausgeprägten Mortalitätserscheinungen.

Am Beispiel der Traubeneiche konnte eine gleichbleibende Sensitivität der Witterungs-Zuwachs-Reaktionen und eine Regeneration des Kronenzustandes nach Auftreten von Trockenjahren gezeigt werden (SCHRÖDER 2013). Dieses deckt sich mit den Ergebnissen der WZE für Deutschland insofern, als dass nach Perioden deutlicher Kronenverlichtung Phasen geringerer Blattverluste folgten (s. BMEL 2019 Ab-

bildung 21). Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die Eiche zwar signifikant auf Trockenheit reagiert, bestandesbedrohende Vitalitätseinbußen jedoch nur in Wechselwirkung mit anderen (i. d. R. biotischen) Stressoren zu erwarten sind.

4.2 Kiefer

In Deutschland, wie auch in Brandenburg, blieb die Baumartenfläche der Kiefer mit deutlicher Kronenverlichtung (Nadel-/Blattverlust über 25 %) im Vergleich zum Vorjahr im Mittel nahezu unverändert (BMEL 2019). In Sachsen und Nordrhein-Westfalen wurde jedoch ein merklicher Anstieg von 9 % beobachtet (s. Tabelle 10 in BMEL 2019). So konnte gebietsweise auch für die als trockenstressresistente Baumart geltende Kiefer eine Reaktion auf die Trockenheit 2018 nachgewiesen werden.

Betrachtet man die absoluten Flächenanteile mit deutlicher Kronenverlichtung der Kiefer in Deutschland, so zeigt sich eine weite Spanne von 6 bis 50 % (s. Tabelle 10 in BMEL 2019; ohne Bremen), wobei 2018 die Kiefern in Brandenburg und Sachsen-Anhalt den besten und die Kiefern in Thüringen den schlechtesten Kronenzustand aufwiesen. In Bayern und Baden-Württemberg wurden mit einem nur geringen Anstieg konstant hohe Anteile der Kiefer mit deutlicher Kronenverlichtung von 35 bzw. 33 % beobachtet.

Die in Deutschland aufgetretenen großen Unterschiede des Kronenzustandes der Kiefer sind ein Hinweis auf das Vorkommen unterschiedlicher Ökotypen dieser Baumart. Da die ausgeprägte Trockenheit 2018 trotz regionaler Unterschiede das gesamte Bundesgebiet betraf, kann für die Brandenburger Tieflandkiefer eine verhältnismäßig hohe Trockenheitsresistenz angenommen werden. Dem gegenüber konnte Seidling (2007) einen geographischen Schwerpunkt einer besonders klimasensitiven Kiefernpopulation in der bayerischen Oberpfalz herausstellen. Kätzel & Löffler (2007) konnten auf Grundlage von Herkunftsversuchen zeigen, dass die interne Ressourcen-Verteilung nicht nur durch Umweltfaktoren gesteuert wird, sondern auch genetisch determiniert ist. Somit kann die Trockenstressresistenz verschiedener Kiefernpopulationen bzw. die Reaktion auf das Trockenjahr 2018 auch innerhalb Deutschlands wie beobachtet sehr unterschiedlich ausfallen.

Auf Bestandesebene wird bei der Kiefer erst ab einer mittleren Kronenverlichtung von über 15 % von einer vermehrten Schädigung und dem Absterben einzelner Baumindividuen ausgegangen (KALLWEIT AND RIEK 2007). Somit weisen die Kiefern in Brandenburg einen diesbezüglich vitalen Zustand auf (Abbildung 5). Allerdings ist aus der Vergangenheit auch bekannt, dass es bei der Kiefer zu einer verzögerten Trockenstressreaktion kommen kann. Zum einen kann dieses durch den relativ frühen Probezeitpunkt der WZE (Mitte Juli bis Anfang August) erklärt sein, weshalb sichtbare Folgen erst im Folgejahr dokumentiert werden, zum anderen können aber auch die Ausbildung kürzerer Nadeln aufgrund reduzierter Assimilation und geringerer Kohlenstoffspeicherung und/oder eine geringere Anzahl vitaler Knospen Gründe für eine höhere Kronenverlichtung im Folgejahr der Trockenheit verantwortlich sein (SEIDLING 2007). Da die Regeneration einer geschädigten Krone wiederum von den gebildeten Kohlenstoffreserven abhängt, können sich die Folgen einer Trockenheit auch über mehrere Jahre auswirken (GALIANO ET AL. 2011).

In Brandenburg zeigte sich erst zwei Jahre nach dem Trockenjahr 2003 eine merkliche Erhöhung der mittleren Kronenverlichtung mit einem Höchstwert in dem darauf folgenden Trockenjahr 2006 (Abbildung 5). Allerdings werden die Beobachtungen der WZE durch das Auftreten von Insektenfraß überlagert, weshalb diese Beobachtungen nicht als „reine“ Trockenstressreaktion gedeutet werden können. Auch die letzte Massenvermehrung der Nonne 2013/2014 zeichnete sich in einigen Probepunkten der WZE im Süden Brandenburgs deutlich ab (Abbildung 7). Somit zeigen sich die Auswirkungen eines biotischen Stressors sehr viel deutlicher in der beobachteten Kronenverlichtung der Kiefer in Brandenburg als ein durch Wassermangel ausgelöster Nadelverlust.

Hinsichtlich der Auswirkungen von Trockenheit auf die Baumvitalität spielen die Wechselwirkungen von abiotisch bedingten baumphysiologischen Einschränkungen mit der Anfälligkeit gegenüber biotischen Schäden eine entscheidende Rolle (ALLEN 2009; McDOWELL 2011; ANDEREGG ET AL. 2015). Abgesehen von den artspezifischen Witterungsansprüchen und Gradationszyklen von Schadinsekten oder anderen Pathogenen ist anzunehmen, dass während einer Trockenheit die Vitalität bzw. die Abwehrmechanismen eines Baumes eingeschränkt sind und die Gefährdung gegenüber Insektenfraß steigt.

Zur Überwindung von Trockenstress verfügt die Waldkiefer über eine sehr effektive, stomatare Kontrolle zur Vermeidung schädlicher Wasserspannungen im Xylemgewebe (IRVINE ET AL. 1998). Diese sehr konservative Wassernutzungsstrategie (isohydrisch) birgt jedoch das Risiko eines Kohlenstoffmangels aufgrund der stomatär eingeschränkten Photosynthese des Kronendachs während der Trockenheit (GESSLER ET AL. 2018). Allerdings ist hierbei noch nicht abschließend geklärt, unter welchen Bedingungen eine Baumart ihren Kohlenstoffvorrat tatsächlich ausschöpft, in welchem Maße der Kohlenstofftransport im Phloem (Remobilisierung und Translokation) während einer Trockenheit eingeschränkt ist (Kompensation über osmotische Regulation und Ausschüttung phloem-spezifischer Transportstoffe) und in welchem Umfang eine Entkopplung des internen Kohlenstoffhaushaltes die weltweit beobachteten Trockenstress-induzierte Mortalität erklären kann (SALA ET AL. 2010).

ADAMS ET AL. (2017) konnten in einer zusammenfassenden Untersuchung von 19 Trockenstressexperimenten zeigen, dass insbesondere Gymnosperme, und hier insbesondere *Pinus sylvestris*, in Folge von Wassermangel einen signifikant reduzierten Kohlenstoffspeicher (nicht-strukturelle Kohlenhydratreserven) aufwiesen. Allerdings führte dieser Mangel an mobilen Kohlenhydraten immer in Kombination mit schädlichen Wasserspannungen zum Absterben. Der Kohlenstoffmangel kann deshalb, im Gegensatz zum Wassermangel und einem Kollaps des hydraulischen Systems (CHOAT ET AL. 2018), nicht als alleiniger und universeller Mortalitätsmechanismus angesehen werden.

Für die Kiefern in Brandenburg kann vorausgesetzt werden, dass sie sehr gut an trockene Standortsbedingungen angepasst sind und auch zukünftig in der Lage sein werden, ihr hydraulisches System zu schützen. Allerdings ist bei wiederkehrenden Dürren mit einer Beeinträchtigung des Kohlenstoffhaushaltes zu rechnen, was sowohl die Regeneration der Krone als auch die Prädisposition gegenüber Pathogenen beeinflussen wird.

4.3 Andere Baumarten

Anhand der WZE-Stichprobe für Brandenburg lassen sich aufgrund der geringen Anzahl an Probestämmen (Abbildung 2) keine gesicherten Aussagen über den Vitalitätszustand der anderen Baumarten(gruppen) treffen. Auf Bundesebene nahm der Anteil mit deutlicher Kronenverlichtung von Buche, sonstigem Laubholz und sonstigem Nadelholz um 8, 11 bzw. 4 % zu (BMEL 2019). Allerdings sind auch diese Beobachtungen räumlich stark differenziert.

Um Aussagen für Brandenburg treffen zu können, sollte das bestehende WZE-Netz um Rasterpunkte dieser Baumarten-gruppen erweitert werden. Da die Bemühungen zur Etablierung von (stabilen) Mischwäldern den Anbau von Buche und anderen Laubbaumarten beinhalten, sind geschlossene Zeitreihen über trockenheitsbedingte Kronenschäden und Regeneration dringend erforderlich. So lange diese nicht vorliegen, muss sich vermehrt auf das forstliche Versuchswesen und Beobachtungen anderer Länder gestützt werden, um die Auswirkungen des Klimawandels auf diese Baumarten abschätzen zu können.

5 Fazit

Die WZE liefert wertvolle Daten zur Einschätzung des Vitalitätszustandes der Wälder in Brandenburg. Die Kiefer zeigte anhand des Kronenzustandes keine Reaktion auf das Trockenjahr 2018. Allerdings besteht für die Kiefer in Brandenburg eine hohe Gefährdung gegenüber Insektenschäden, die sich bei wiederkehrender Trockenheit noch erhöhen dürfte. Die Eiche reagierte sehr deutlich, wobei auch hier die Kombination von Trockenheit und Insektenfraß eine entscheidende Rolle spielt.

Um Aussagen über die Klimasensibilität einzelner Baumarten-gruppen machen zu können, ist es nicht nur wichtig, auftretende Kronen- und Baumschäden zu dokumentieren, sondern auch das Regenerationsvermögen anhand geschlossener Zeitreihen zu quantifizieren. Da die WZE-Stichprobe Brandenburg für einige Baumartengruppen, insbesondere hinsichtlich einer Differenzierung nach Altersklassen, zu gering und mit entsprechend Unsicherheiten behaftet ist, muss angestrebt werden, das Probenetz zu verdichten und ergänzende Informationsquellen zu nutzen, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vitalität der Wälder besser abschätzen zu können.

Hinsichtlich verzögerter Trockenstressreaktionen und möglicher Regeneration bereits geschädigter Bäume werden die Auswirkungen der Trockenheit 2018 erst anhand der diesjährigen WZE in vollem Umfang ersichtlich werden.

6 Danksagung

Gedankt sei all denen, die in der Vergangenheit an der WZE Brandenburg beteiligt waren und durch die Kronenansprache, die Pflege der Zeitreihen und ihre Expertise zum Verständnis der komplexen Wald-Umwelt-Beziehungen beigetragen haben. Des Weiteren gebührt besonderer Dank dem früheren Leiter der forstlichen Umweltkontrolle Brandenburg, sowie dem Netzwerk des forstlichen Umweltmonitorings Deutschlands und Europa.

7 Literatur

ADAMS HD.; ZEPPEL MJB.; ANDEREGG WRL.; HARTMANN H.; LANDHÄUSSER SM.; TISSUE DT.; HUXMAN TE.; HUDSON PJ.; FRANZ TE.; ALLEN CD.; ANDEREGG LDL.; BARRON-GAFFORD GA.; BEERLING DJ.; BRESHEARS DD.; BRODRIBB TJ.; BUGMANN H.; COBB RC.; COLLINS AD.; DICKMAN LT.; DUAN H.; EWERS BE.; GALIANO L.; GALVEZ DA.; GARCIA-FORNER N.; GAYLORD ML.; GERMINO MJ.; GESSLER A.; HACKE UG.; HAKAMADA R.; HECTOR A.; JENKINS MW.; KANE JM.; KOLB TE.; LAW DJ.; LEWIS JD.; LIMOUSIN JM.; LOVE DM.; MACALADY AK.; MARTÍNEZ-VILALTA J.; MENCUCINI M.; MITCHELL PJ.; MUSS JD.; O'BRIEN MJ.; O'GRADY AP.; PANGLE RE.; PINKARD EA.; PIPER FI.; PLAUT JA.; POCKMAN WT.; QUIRK J.; REINHARDT K.; RIPULLONE F.; RYAN MG.; SALA A.; SEVANTO S.; SPERRY JS.; VARGAS R.; VENNETIER M.; WAY DA.; XU C.; YEPEZ EA.; MCDOWELL NG. (2017) A multi-species synthesis of physiological mechanisms in drought-induced tree mortality. *Nat Ecol Evol* 1:1285–1291.

ALLEN C. (2009) Climate-induced forest dieback: an escalating global phenomenon. *Unasylva* 60:43–49. http://www4.nau.edu/direnet/publications/publications_a/files/Allen_CD_2009.pdf (28 May 2013, date last accessed).

ANDEREGG WRL.; HICKE JA.; FISHER RA.; ALLEN CD.; AUKEMA J.; BENTZ B.; HOOD S.; LICHSTEIN JW.; MACALADY AK.; MCDOWELL N.; PAN Y.; RAFFA K.; SALA A.; SHAW JD.; STEPHENSON NL.; TAGUE C.; ZEPPEL M. (2015) Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytol* 208:674–683.

BMEL. (2019) Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2018. :56. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/ErgebnisseWaldzustandserhebung2018.pdf?__blob=publicationFile

BUSSOTTI F.; POLLASTRINI M. (2017) Observing Climate Change Impacts on European Forests: What Works and What Does Not in Ongoing Long-Term Monitoring Networks. *Front Plant Sci* 8:1–5.

CHOAT B.; BRODRIBB TJ.; BRODERSEN CR.; DUURSMA RA.; LÓPEZ R.; MEDLYN BE. (2018) Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558:531–539.

CHOAT B.; JANSEN S.; BRODRIBB TJ.; COCHARD H.; DELZON S.; BHASKAR R.; BUCCI SSJ.; FEILD TS.; GLEASON SMS.; HACKE UGU.; JACOBSEN AL AL.; LENS F.; MAHERAL H.; MARTÍNEZ-VILALTA J.; MAYR S.; MENCUCINI M.; MITCHELL PJP.; NARDINI A.; PITTERMANN J.; PRATT RB.; SPERRY JSJ.; WESTOBY M.; WRIGHT IJI.; ZANNE AAE.; FIELD T.; MARTINEZ-VILALTA J. (2012) Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491:752–755.

DOLEŽAL J.; LEHEČKOVÁ E.; SOHAR K.; ALTMAN J. (2016) Oak decline induced by mistletoe, competition and climate change: A case study from central Europe. *Preslia* 88:323–346.

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 Assess* 186:257–275.

- FÜHRER E. (1998) Oak decline in Central Europe: a synopsis of hypotheses. In: McManus, M.L., Liebhold, A.M. (Eds.), *Proceedings: Population Dynamics, Impacts and Integrated Management of Forest Defoliating Insects*. USDA For. Serv. Gen. Techn. Rep. NE-247.
- GALIANO L.; MARTÍNEZ-VILALTA J.; LLORET F. (2011) Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 yr after a drought episode. *New Phytol* 190:750–9.
- GESSLER A.; CAILLERET M.; JOSEPH J.; SCHÖNBECK L.; SCHAUB M.; LEHMANN M.; TREYDTE K.; RIGLING A.; TIMOFEEVA G.; SAURER M. (2018) Drought induced tree mortality - a tree-ring isotope based conceptual model to assess mechanisms and predispositions. *New Phytol*. 219, 485–490.
- IRVINE J.; PERKS MP.; MAGNANI F.; GRACE J. (1998) The response of *Pinus sylvestris* to drought: stomatal control. *Tree Physiol* 18:392–402.
- KALLWEIT R. (2006) Die Entwicklung des Kronenzustandes der Eichen seit Beginn der Waldschadenserhebung. *Eberswalder Forstl Schriften* 25:49–58.
- KALLWEIT R. (2016a) Messnetze der forstlichen Umweltkontrolle in Brandenburg. In: Kallweit R, Engel J (eds) 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg - Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, pp 16–26.
- KALLWEIT R. (2016b) Kronenzustand als Vitalitätsweiser. In: Kallweit R, Engel J (eds) 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg - Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, pp 100–118.
- KALLWEIT R.; RIEK W. (2007) Entwicklung des Kronenzustandes - Waldzustandserhebung 1986-2006. In: Kätzel R, Möller K, Löffler S, Engel J, Liero K (eds) *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung*. Landesforstanstalt Eberswalde, MLUV, pp 133–143.
- KÄTZEL R.; LÖFFLER S. (2007) 'Growth or defense' - zur Kohlenstoffallokation der Kiefer am Beispiel des Herkunftversuches Chorin 85. In: Kätzel, Ralf, Möller, Katrin, Löffler S, Engel J, Liero K (eds) *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung*. Landesforstanstalt Eberswalde, MLUV, pp 383–389.
- MCDOWELL NG. (2011) Mechanisms linking drought, hydraulics, carbon metabolism, and vegetation mortality. *Plant Physiol* 155:1051–1059.
- MICHEL A.; SEIDLING W.; PRESCHER A. (2019) Forest Condition in Europe: 2018 Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention). Online supplementary material. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-technical-report>
- MLUL. (2018) Waldzustandsbericht 2018 des Landes Brandenburg. :32. https://mlul.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/Waldzustandsbericht_BB_2018.pdf
- POTOČIĆ N.; TIMMERMANN V.; OGNJENović M. (2019) Tree crown condition in 2017. In: Michel A, Seidling W, Prescher A, Forests) (Vienna: BFW Austrian Research Centre for (eds) *Forest Condition in Europe: 2018 Technical Report of ICP Forests*. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Air Convention).pp 38–53. <http://www.icp-forests.org/>
- SALA A.; PIPER F.; HOCH G. (2010) Physiological mechanisms of drought-induced tree mortality are far from being resolved. *New Phytol* 186:274–281.
- SCHRÖDER J. (2013) Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea*[MATT.] LIEBL.). Eugen Ulmer, Stuttgart, Dresden.
- SEIDLING W. (2007) Signals of summer drought in crown condition data from the German Level I network. *Eur J For Res* 126:529–544.
- THOMAS FM.; BLANK R.; HARTMANN G. (2002) Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For Pathol* 32:277–307.

In Zeiten des Standortwandels: Handlungsempfehlungen aus BZE und Regionalisierung für die nachhaltige Waldnutzung

WINFRIED RIEK & ALEXANDER RUSS

1 Einführung

Die regelmäßig durchgeführte bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) mit 322 Inventurpunkten im Land Brandenburg und einer Erhebungsperiode von circa 15 Jahren liefert Daten und Informationen für die nachhaltige Waldnutzung. Sie ist geeignet, Risikopotenziale für die Waldbewirtschaftung frühzeitig zu erkennen und somit adäquate Handlungsoptionen aufzuzeigen.

Die punktuellen Befunde der BZE wurden mit Hilfe von Regionalisierungsansätzen auf der Grundlage vorhandener Karten und digitaler Höhenmodelle in die Fläche übertragen. Eine zielorientierte Nutzbarmachung dieser umfassenden Datenbasis auf Forstbetriebsebene wird angestrebt.

2 Standortwandel und Gefährdungspotenziale

Erhebliche Umweltveränderungen sind seit Jahrzehnten Gegenstand verschiedenster wissenschaftlicher Untersuchungen und Monitoringprogramme. Bezogen auf die Wälder und Waldböden Brandenburgs sind die seit Beginn der 1990er Jahre sprunghaft veränderten atmosphärischen Stoffeinträge (EINERT 2016) und der sich in zunehmendem Maße auch im regionalen Witterungsgeschehen manifestierende globale Klimawandel maßgebliche Einflussfaktoren, die sich direkt oder indirekt auf die standörtliche Versorgung der Bäume mit Wasser und Nährstoffen auswirken. Die Ergebnisse der Bodenzustandserhebung und darauf aufbauender Modellrechnungen liefern Antworten auf Fragen nach den sich daraus mittel- bis langfristig ergebenden Gefährdungspotenzialen für die Waldwirtschaft.

Im Land Brandenburg erfolgte die erste Bodenzustandserhebung in den Jahren 1992/93 auf dem 8x8-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 8x8-km-Raster (BZE-2a). Die Gesamtstichprobe des aktuellen Erhebungsnetzes umfasst 322 Inventurpunkte.

Anhand des Vergleichs von BZE-1- und BZE-2(a)-Daten konnten erstmals flächenrepräsentative Aussagen zur Entwicklung des Bodenzustands in den letzten 20 Jahren getroffen werden (RIEK et al. 2015). Die Ergebnisse verdeutlichen für diesen Zeitraum massive Standortveränderungen. So indizieren die im Band 1 des Waldbodenberichtes Brandenburg dargelegten signifikant sinkenden pH-Werte in Humusaufgabe und Oberboden eine ausgeprägte Bodenversauerung. Die Zunahme der Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte in der Humusaufgabe signalisiert eine verstärkte „Entkopplung“ der ökosystemaren Stoffkreisläufe und die Abnahme der Vorräte dieser Nährelemente im Mineralboden

weist auf eine generelle Basenverarmung der meisten Waldstandorte hin. Diese wird auch anhand der Basensättigung deutlich, die zwischen den Inventuren in allen analysierten Tiefenstufen signifikant abgenommen hat.

Nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2016) kann die Elastizität der Waldböden bezüglich Säurebelastung anhand der Magnesiumsättigung bewertet werden. Angewandt auf die flächenrepräsentative BZE-2(a)-Stichprobe Brandenburgs, befinden sich 15 % der Waldfläche aktuell im Bereich einer *sehr geringen* Elastizität (BZE-1: 1 %) und 60 % im Bereich einer *geringen* Elastizität (BZE-1: 35 %). Für 25 % der Fläche wird die Elastizität aktuell als *mittel*, *hoch* oder *sehr hoch* eingestuft (BZE-1: 64 %) (Abb.1).

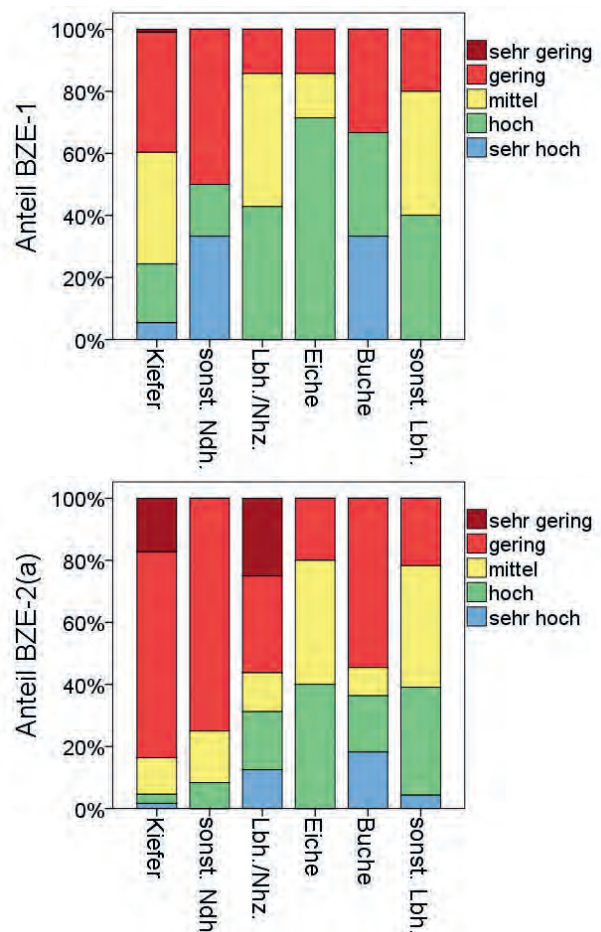


Abb.1: Bewertung der Elastizität gegenüber weiterer Säurebelastung anhand der Magnesiumsättigung in 0-90 cm Tiefe im Vergleich von BZE-1 (oben) und BZE-2(a) (unten); Stratifizierung nach Bestandestypen (Kiefer, sonstige Nadelholzbestände, Laubholz-Nadelholz-Mischbestände, Eiche, Buche, sonstiges Laubholz; Gruppierung nach RIEK et al. 2015, S.34)

In den großflächigen Staubeintragsgebieten der Braunkohleverbrennung konnte die Verringerung der im Boden gespeicherten Basenmengen als Wiederannäherung an den

natürlichen Zustand vor der künstlichen Aufbasung in den 1970er und 1980er Jahren gedeutet werden (RIEK et al. 2012, 2015); allerdings ist auch in weniger durch Staubeinträge vorbelasteten Regionen teilweise eine Verarmung der Böden an Nährstoffkationen zu beobachten.

Hinsichtlich des Wasserhaushalts lassen Modellsimulationen an den BZE-Punkten zunehmende Diskrepanzen zwischen dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre und dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser erkennen. Die in Tab.1 dargestellten Perzentile der klimatischen Wasserbilanz wurden mit Hilfe des regionalen Klimamodells WettReg szenarisch für die Dekaden 2001-2010 sowie 2091-2100 berechnet (SPEKAT et al. 2007, RIEK et al. 2013, RIEK & RUSS 2016). Für die erste Dekade dieses Jahrhunderts befinden sich 80 % der Werte in der Vegetationszeit zwischen -75 mm und -173 mm, für die letzte Dekade zwischen -192 mm und -262 mm. Zum Vergleich sind in Abb.2 die pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen als Summe aus nutzbarer Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser für die BZE-Stichprobe dargestellt. Bereits dieser überschlägige Vergleich veranschaulicht, dass der Wasserbedarf in der ersten Dekade des 21. Jahrhunderts rechnerisch noch zu einem erheblichen Teil aus dem Bodenwasserspeicher gedeckt werden kann, während dies in der letzten Dekade über lange Trockenzeiten hinweg voraussichtlich nicht mehr möglich sein wird. Dies wird bestätigt durch die von RIEK & RUSS (2014) durchgeführten Wasserhaushaltssimulationen mit dem Modell TUB-BGR (WESSOLEK et al. 2008, 2009) unter Verwendung der szenarischen WettReg-Daten. Der Quotient aus realer (AET) und potenzieller Evapotranspiration (PET) als Indikator für Wassermangel weist demnach an grundwasserfernen Standorten für die Dekade 2091-2100 mit durchschnittlich 141 Trockenstresstagen mehr als doppelt so viele Tage wie aktuell (Dekade 2001-2010) aus (RIEK & RUSS 2019). Als Trockenstresstage gelten hierbei Tage, an denen der kritische Schwellenwert von AET/PET <0,7 unterschritten wird. Nach SCHWÄRZEL et al. (2009) ist ab diesem Wert mit einer deutlichen Reduktion des Dickenwachstums zu rechnen.

Tab.1: Modellierete Klimatische Wasserbilanz im Gesamtjahr sowie in der Vegetationszeit (WettReg-Simulation) in den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 (10-Perzentil, Median, 90-Perzentil)

2001-2010	10-%	Median	90-%
Jahr	-84	-21	35
VZ	-173	-129	-75
2091-2100	10-%	Median	90-%
Jahr	-149	-94	-50
VZ	-262	-223	-192

Besonders hervorzuheben sind mögliche Effekte, die sich in Zukunft aus dem Zusammenwirken der hier angesprochenen Standortveränderungen ergeben. So wird sich bei voraussichtlich zunehmender Sommertrockenheit in Verbindung mit ggf. weiter sinkenden Bodenvorräten das Risiko von Nährstoffengpässen in doppelter Weise erhöhen. Die Nährstoffversorgung der Pflanzen kann formal als Produkt von Nährstoffvorrat und Nährstoffverfügbarkeit dargestellt werden:

$$\text{Nährstoffversorgung} = \text{Nährstoffvorrat} \times \text{Nährstoffverfügbarkeit}$$

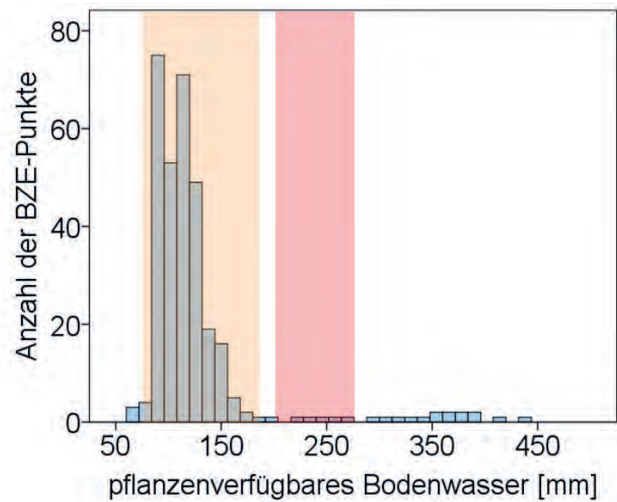


Abb.2: Histogramm des pflanzenverfügbaren Bodenwassers an den BZE-Punkten sowie 10- bis 90-Perzentilbereich der (negativen) Klimatischen Wasserbilanz in den Dekaden 2001-2010 (gelb) und 2091-2100 (rot); vgl. Tab.1

Nähert sich in dieser Gleichung einer der beiden Faktoren dem Wert Null, tendiert entsprechend auch der Versorgungsgrad der Pflanzen gegen Null – unabhängig von der Ausprägung des anderen Faktors. Hierin spiegelt sich auch die Praxiserfahrung wider, dass bei abnehmender standörtlicher Nährkraft eine überdurchschnittliche Bodenfeuchte für ein gleichbleibendes Wachstum der Bäume erforderlich ist. Bei ausgeprägter Bodenaustrocknung, wie sie im Extremsommer 2018 auf grundwasserfernen Standorten zum Vegetationszeitende hin praktisch flächendeckend zu verzeichnen war, reduziert sich somit auch die Nährstoffverfügbarkeit gravierend. Treten Jahre mit derart trockenen Witterungssituationen mehrfach hintereinander auf, ist davon auszugehen, dass sich das Risiko von Mangelversorgungen auf nährstoffärmeren Standorten bedeutsam erhöhen wird, da die Versorgung der jüngeren (aktiven) Nadeln auch durch Element-Retranslokation innerhalb der Pflanze nicht mehr ausgeglichen werden kann. Dabei unterscheidet sich dieses Risiko für die verschiedenen Baumarten aufgrund ihres artspezifischen Nährstoffbedarfs und auch wegen ihrer unterschiedlichen Strategien auf Trockenheit zu reagieren.

Sehr anschaulich zeigen Nadelanalysen der Kalkungsversuchsfläche Heegermühle diesen Effekt (Abb.3). Dieser Kalkungsversuch wurde bereits im Jahr 1954 auf einem schwachen M-Standort (Finowtaler Sandbraunerde) angelegt und aktuell erneut boden- und ernährungskundlich untersucht, um Aussagen zur langfristigen Kalkungswirkung treffen zu können (RIEK et al. 2018). Untersucht wurden im Dezember 2017 und 2018 die Nadelinhaltsstoffe von jeweils 15 Kiefern auf der Null- und Kalkungsvariante. In dem feuchten Jahr 2017 befinden sich die Calciumgehalte der Nullvariante im unteren Normalbereich, die der Kalkungsvariante im oberen. Nach der Sommertrockenheit des Jahres 2018 sinken die Werte der Nullvariante in den latenten Mangelbereich ab und befinden sich selbst auf der gekalkten Fläche unterhalb des Medians der Nullvariante des Jahres 2017.

Mögliche Folgen von Nährstoffmangel und unausgewogenen Nährstoffverhältnissen sind erhöhte Anfälligkeiten für Schaderreger und Empfindlichkeiten gegenüber Frost. Diese wiederum können zu Vitalitätseinbußen führen und sich mittel- bis langfristig auch in Wachstumseinbußen bemerkbar machen.

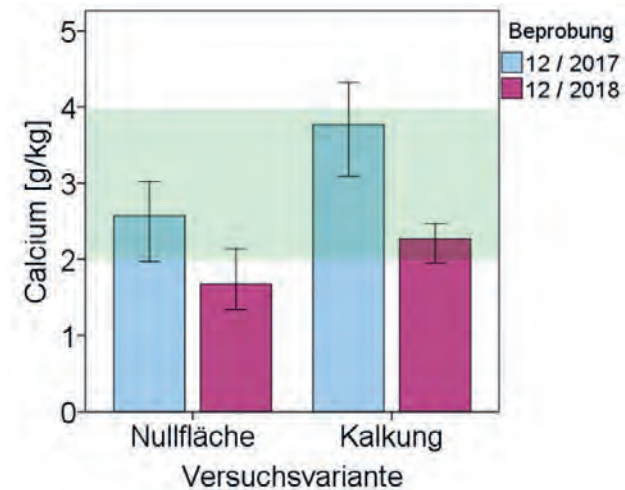


Abb.3: Fallstudie Heegermühler Kalkungsversuch: Vergleich der Calciumgehalte in Kiefernadeln der Null- und Kalkungsvariante in den Jahren 2017 und 2018 (Median, 95 %-Konfidenzbereich); Normalbereich nach GÖTTLEIN (2015) grün markiert.

3 Flächendeckende Basisdaten für die nachhaltige Waldplanung

Durch die Verwendung zweier versetzt liegender 8x8 km-Inventurnetze weist Brandenburg im Ländervergleich zurzeit eine der höchsten Punkteverdichtungen auf. Der Abstand zwischen zwei benachbarten Erhebungspunkten beträgt hier durchschnittlich 4,6 km (Median). Für 10 % der Stichprobe liegt dieser Abstand sogar bei weniger als 1,5 km. Wie Repräsentanzanalysen auf der Grundlage der potenziell natürlichen Vegetation (HOFMANN & POMMER 2005) belegen, ist die Flächenrepräsentanz der aus der BZE abgeleiteten Aussagen gewährleistet (RIEK et al. 2015, S.22).

Die Übertragung der vorliegenden Punktinformationen in die Waldfläche ist seit mehreren Jahren Gegenstand der Forschungskooperation zwischen LFE und HNEE. Im Zentrum des Schwerpunkts „Dynamische Regionalisierung“ stand die Entwicklung von Regionalisierungsmodellen für ökologisch aussagekräftige Bodenkennwerte unter Nutzung der BZE-Inventurdaten, Informationen aus der forstlichen Standortskarte sowie zusätzlicher Geo- / Klimadaten und digitaler Höhenmodelle. Die wesentlichen Aspekte der statistischen Modellansätze sind bei RIEK & RUSS (2016) zusammengefasst. Spezielle methodische Details können darüber hinaus der ebenfalls im Rahmen dieser Forschungskooperation angefertigten Dissertation von RUSS (2015) entnommen werden. Weitere Informationen, insbesondere zu den bei der Regionalisierung von bodenchemischen Kenngrößen entwickelten Algorithmen, sind im Abschlussbericht des Waldklimafonds-Projektes DSS-RiskMan (RUSS & RIEK 2018) zu finden, dessen Durchführung ebenfalls in enger Assoziation mit dem Regionalisierungsschwerpunkt am LFE erfolgte.

Im Ergebnis dieser aufeinander abgestimmten Arbeiten existiert nunmehr für die insgesamt 1.076.222 Waldstandorte eines brandenburgweiten 100x100 m-Stützstellennetzes ein breites Spektrum an konsistenten Bodenkennwerten und Standortsinformationen. Diese Basisdaten dienen als Eingangsparameter für die Wasserhaushaltssimulation sowie für Auswertungen zum Stoffhaushalt bei unterschiedlichen Klima- und Nutzungsszenarien. Die daraus berechneten Indices und Eintrittswahrscheinlichkeiten können die herkömmlichen Standortsinformationen, wie sie in der Nomenklatur des Standortserkundungsverfahrens im Nordostdeutschen Tiefland (SEA95) gängig sind, ergänzen und in Entscheidungsprozesse der nachhaltigen Waldplanung mit einbezogen werden.

4 Handlungsempfehlungen

Nach RIEK & RUSS (2019) konzentrieren sich die aus den aktuellen BZE-Befunden ergebenden Gefährdungspotenziale im Wesentlichen auf zwei Bereiche:

- die durch Klimawandel bedingt zunehmenden Trockenstresssituationen bei nicht angepasster Baumartenwahl sowie
- die sich abzeichnende Basenverarmung der Böden und das damit einhergehende Risiko der Übernutzung nährstoffarmer Standorte.

Daraus ergibt sich als Zielsetzung für die erweiterte BZE-Auswertung:

- die Ableitung von adäquaten Handlungsempfehlungen zur Kompensation von Wasser- und Nährstoffmangel sowie
- die Übertragung entsprechender BZE-Befunde in die Waldfläche als Voraussetzung für die Anwendbarkeit in der Forstpraxis.

Im Folgenden werden die aus BZE und Regionalisierungsansätzen hergeleiteten Handlungsempfehlungen für die vorsorgende Absicherung einer nachhaltigen Waldnutzung exemplarisch vorgestellt. Ausführlichere Dokumentationen finden sich im Band 2 des Waldbodenberichts Brandenburg (RIEK & RUSS 2019).

4.1 Beitrag zur Baumartenanpassung

Grundlage für die klimawandelangepassten Baumartempfehlungen bilden die Angaben zum Bestandeszieltyp, die für 268.796 der insgesamt 1.076.222 Stützstellen des brandenburgweiten 100x100 m-Regionalisierungsrasters (vgl. Abschn. 3) aus dem Datenspeicher Wald für das Stichjahr 2008 entnommen werden konnten. Mit Hilfe der Diskriminanzanalyse wurden in einem ersten Schritt für alle Punkte dieses Stützstellennetzes Wahrscheinlichkeiten für die Anbauempfehlung der Baumarten Kiefer, Eiche, Buche und Sonstige Baumarten als Hauptbaumart sowie Buche als Haupt- oder Mischbaumart des Bestandeszieltyps geschätzt. Umso geringer die Empfehlungswahrscheinlichkeit, desto höher ist das Risiko bei der Entscheidung für den entsprechenden Bestandeszieltyp. Der Klimawandel ist hierbei noch nicht berücksichtigt.

In den Diskriminanzmodellen wurden gemäß des prinzipiellen Ansatzes der forstlichen Standortskennzeichnung

Kennwerte des Wasser-, Wärme- und Nährstoffhaushaltes als potenzielle Trenngrößen zwischen den Baumarten berücksichtigt. Dabei ging der Wärmehaushalt anhand von 11 Hauptkomponenten, die statistisch mittels Hauptkomponentenanalyse aus insgesamt 67 Wärmehaushaltskennwerten abgeleitet wurden (vgl. RIEK et al. 2013), in die Analyse ein. Der Wasserhaushalt wurde durch das modellierte Wasserdefizit als Differenz von tatsächlicher und potenzieller Evapotranspiration berücksichtigt. Zur Kennzeichnung des Nährstoffhaushaltes wurden die Fünftelnährkraftstufen nach SEA95 (SCHULZE 1996) herangezogen. Die standörtliche Nährkraft wurde hierbei anhand der Feinbodenformen in Form von insgesamt 25 rangskalierten Stufen von reich bis arm (R^1 , R^2 , ... A^4 , A^5) semiquantitativ parametrisiert.

In allen Diskriminanzanalysen nehmen die folgenden Trenngrößen signifikant Einfluss auf die Wahl der Hauptbaumart des Bestandeszieltyps und erreichen in den Diskriminanzmodellen eine maximale Trennschärfe zwischen den untersuchten Gruppen:

1. Wasserdefizit AET – PET
2. Temperatursumme bis zum Zeitpunkt 15.04., ermittelt durch Addition der gewichteten Tagesmitteltemperaturen $>0^\circ\text{C}$ ab Jahresbeginn (Gewichtung im Januar mit Faktor 0,5; im Februar mit Faktor 0,75; ab März mit Faktor 1)
3. Minimale Tagesmitteltemperatur
4. „Spätfrostsumme“ (=Summe der Tagesminimumtemperaturen aller Tage mit Tagesminimumtemperatur $<0^\circ\text{C}$ in den Monaten April und Mai)
5. Fünftelnährkraftstufe (A^5 , A^4 , ..., R^2 , R^1)

Unter dem Begriff „Dynamische Bestandeszieltypen“ wurden in einem weiteren Schritt klimawandelangepasste Baumartenempfehlungen auf standörtlicher Grundlage abgeleitet. Hierzu flossen die Kennwerte des Wasser- und Wärmehaushaltes, die mit Hilfe der WettReg-Klimadaten für die Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 berechnet wurden (vgl. Abschn. 2), in die generierten Entscheidungsmodelle ein, um erneut prozentuale Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Baumarten zu ermitteln. Die methodischen Details der Klassifikationsanalysen und Ergebnisse dieser Auswertungen in Form von Kartogrammen sind bei RIEK & RUSS (2014, 2016, 2019) veröffentlicht. Demnach nimmt die Empfehlungswahrscheinlichkeit für Buche zunächst zu (Dekade 2051-2060). Gründe hierfür sind die im Modell zum Tragen kommenden mildereren Winterhalbjahre und geringeren Spätfröste sowie die nur moderate Zunahme von Wassermangel. Gegen Ende des Jahrhunderts entfaltet hingegen in der Vegetationszeit immer früher einsetzender Wassermangel seine limitierende Bedeutung und es kommt zu einer starken Reduktion der Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Buche.

Es ist zu beachten, dass das genetische und physiologische Anpassungspotenzial der Baumarten bei diesem Ansatz möglicherweise nicht hinreichend berücksichtigt ist, da die statistischen Entscheidungsmodelle auf dem vorliegenden Wissen zu den Standortsleistungsbezügen der Baumarten, wie sie bislang bei der Baumartenwahl zugrunde gelegt wurden, basiert (Stichjahr 2008). Das heißt, dass neuere Forschungserkenntnisse zur Klimasensitivität der Baumarten dabei nicht berücksichtigt sind. Dieses betrifft z. B. die möglicherweise höhere Trockenheitsresilienz und Anpassungsfähigkeit

der Baumart Buche (BOLTE 2016) oder eine größere Vulnerabilität bei der Baumart Eiche als bislang angenommen (MLUL 2018). Gleichwohl stellen die Ergebnisse einen Ansatz dar, das bisherige Wissen zum regionalen Klimawandel mit dem auf langjährigen Versuchen und Praxiserfahrung beruhenden empirischen Wissen zur standörtlichen Baumartenwahl zu verknüpfen.

Die ermittelten Empfehlungswahrscheinlichkeiten können für unterschiedliche Aggregierungsebenen abgerufen werden und geben der Forstpraxis eine Hilfestellung bei der Baumartenwahl. So lassen sich bislang angestrebte Bestandeszieltypen bzw. Zielbaumarten hinsichtlich ihrer Passfähigkeit mit den zu erwartenden lokalen Klimabedingungen auf wissenschaftlich fundierter Grundlage überprüfen. Eine entsprechende Visualisierung der Befunde durch die Stratifizierung der Empfehlungswahrscheinlichkeiten an den 100x100 m-Stützstellen nach Stammstandortsformengruppe und Klimastufe (SEA95) findet sich bei RIEK & RUSS (2019) für die Baumarten Kiefer, Buche und Eiche. Exemplarisch zeigt Abb.4 ein solches Diagramm für die Baumart Eiche und Klimastufe m (mäßig trocken). In dem Diagramm begrenzen die Koordinatenachsen vier Quadranten, die wie folgt definiert sind:

Quadrant I	Die Baumart ist hier (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) bereits aktuell von größerer Bedeutung und wird im Zuge des Klimawandels noch weiter an Bedeutung zunehmen.
Quadrant II	Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von geringer Bedeutung, wird aber im Zuge des Klimawandels an Bedeutung gewinnen.
Quadrant III	Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von geringer Bedeutung und wird durch den Klimawandel noch weiter an Bedeutung verlieren.
Quadrant IV	Die Baumart ist aktuell (als Hauptbaumart des Bestandeszieltyps) von größerer Bedeutung, wird aber im Zuge des Klimawandels an Bedeutung verlieren.

Die für das 100x100 m-Stützstellenraster abgeleiteten Daten können in Form eines anwendungsbezogenen Standortinformationssystems der Forstpraxis zur Verfügung gestellt werden, um sie bei Fragen der Baumartenwahl und Risikoabschätzung im Klimawandel zu unterstützen. Hierzu sind zusätzlich zu den Empfehlungswahrscheinlichkeiten der untersuchten Baumarten auch Angaben hinsichtlich der Sicherheit der in die Entscheidungsunterstützung eingehenden Basisdaten und Schätzgrößen regionalspezifisch verfügbar zu machen. Es ist empirisch zu testen, wie sich die Ergebnisse aus dem ursprünglich für großflächige Aussagen auf Ebene der Wuchsbezirke entwickelten Ansatz auch zur Unterstützung der waldbaulichen Planung im Forstrevier optimal und effektiv einsetzen lassen.

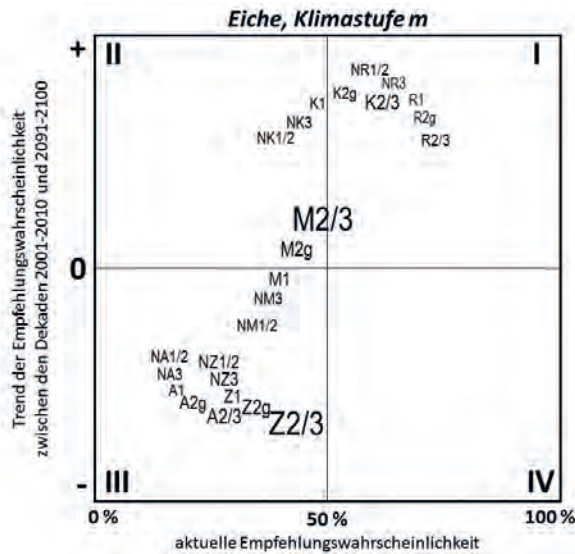


Abb. 4: Lage der Stammstandortsformengruppen hinsichtlich der aktuellen Empfehlungswahrscheinlichkeit der Hauptbaumart Eiche und Trend der Veränderung bei Berücksichtigung des Klimawandels zwischen den Dekaden 2001-2010 und 2091-2100 für die Klimastufe *m* (mäßig trocken); Schriftgröße der Codes entspricht dem Flächenanteil der Standortgruppe innerhalb dieser Klimastufe (RIEK & Russ 2019)

4.2 Standorts- und baumartenspezifische Nutzungsintensitäten

Der zu beobachtende Trend einer Verarmung an Nährstoffkationen und die sich durch Klimawandel zusätzlich reduzierende Nährstoffverfügbarkeit (Abschn. 1) erfordern, diesen Aspekt verstärkt in den Fokus der Waldbewirtschaftung zu rücken. Ausgehend vom Vorsorgeprinzip sollte sich die forstliche Nutzungsintensität zur langfristigen Verhinderung von Nährstoffunterversorgung und Bodendegradation am aktuellen Bodenzustand orientieren. Vor diesem Hintergrund wurde in Band 1 des Waldbodenberichtes Brandenburg für die BZE-Inventurpunkte der rechnerische Zeitraum bis zum fiktiven Aufbrauch potenzieller Mangelnährstoffe für unterschiedliche Szenarien der Nutzungsintensität ermittelt (RIEK et al. 2015, Kap. 4.2.3). Der dabei verwendete Ansatz basiert auf den für alle BZE-Punkte geschätzten Input-Output-Bilanzen, wobei die Komponenten Deposition und Sickerung mit Hilfe von Level II-Daten abgeleitet wurden. Die Berechnung des entsprechenden Indexwertes erfolgte nach:

$$\text{Index} = \frac{\text{pflanzenverfügbarer Bodenvorrat (Ca, Mg, K)}}{[(\text{Deposition}_{\text{Jahr}} + \text{Verwitterung}_{\text{Jahr}}) - (\text{Sickerung}_{\text{Jahr}} + \text{Ernteentzug}_{\text{Jahr}})]}$$

Im Ergebnis wurde deutlich, dass sich mit steigender Nutzungsintensität der Anteil an Punkten mit erhöhtem Risiko für die Beeinträchtigung der Nährstoffnachhaltigkeit erhöht. Bei Vollbaumnutzung ist dieses für die Mehrheit der BZE-Punkte der Nährkraftstufen *arm*, *ziemlich arm* und *mäßig nährstoffhaltig* der Fall. Die Regionalisierung dieses Indexwertes erfolgte stark vereinfacht mit Hilfe eines univariaten Regressionsansatzes auf der Grundlage der Fünftelnährkraftstufen (SEA95) an den Stützstellen des 100x100 m-Netzes. Mit der daraus resultierenden „Ampelkarte“ wurde eine erste regionale Übersicht der Nährstoffnachhaltigkeit in Abhängigkeit

von der Nutzungsintensität vorgestellt. Die Verwendung der Fünftelnährkraftstufe als hoch aggregiertem Kennwert der forstlichen Standortskarte hat forstpraktische Vorteile, weil die Nährkraftstufe aktuell bereits als wichtiger Bestandteil der waldbaulichen Planung fungiert. Allerdings wird die „semi-quantitative“ Fünftelnährkraftstufe, welche sich im Wesentlichen aus pedogenen Merkmalen und Substrateigenschaften ableitet (SCHULZE 1996), der individuellen Bevorratung der Waldstandorte mit den einzelnen Hauptnährstoffen nur bedingt gerecht. So ist der Zusammenhang zwischen aktuell verfügbaren 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 Standortausstattung bedingt.

In einem weiteren Ansatz erfolgte daher die Ableitung und Regionalisierung von standortsverträglichen Nutzungsintensitäten auf der Grundlage des von STÜBER et al. (2008) sowie MEIWES & MINDRUP (2011) empfohlenen „Nährstoffzugsindex“ aus Bodenvorrat und Ernteentzug. Die entsprechenden Auswertungen sind im Band 2 des Waldbodenberichtes Brandenburg dokumentiert (RIEK & Russ 2019) und führen zu qualitativ ähnlichen Einschätzungen wie anhand der geschätzten Input-Output-Bilanzen. Auf der Grundlage der von MEIWES & MINDRUP (2011) und AHRENDTS et al. (2011) angegebenen Schwellenwerte können die in einer Umtriebszeit nutzbaren Nährstoffmengen bei bekanntem Bodenvorrat pflanzenverfügbarer Nährelemente nach

$$\text{Nutzbare Elementmenge} = \text{Bodenvorrat} / \text{Nährstoffzugsindex}$$

berechnet werden. Zur Abschätzung des Risikos von Übernutzung lassen sich die in einer Umtriebszeit nutzbaren Ca-, Mg- und K-Mengen den berechneten Ernteentzügen szenarischer Nutzungsvarianten und Baumarten gegenüberstellen. Die vorliegenden Untersuchungen beschränken sich auf diese drei Hauptnährelemente, da bei Stickstoff aktuell noch eintragsbedingt von einer überwiegend ausreichenden Versorgung auszugehen ist und sich die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphors nicht ausreichend genau quantifizieren lässt. Letzteres könnte für die Gesamtbewertung der stofflichen Nachhaltigkeit problematisch sein, da unter den gegebenen Substrat- und Bodeneigenschaften eine Zunahme von Phosphormangel bei fortschreitender Bodenversauerung durchaus möglich ist. Aktuell befinden sich die P-Ernährungsdaten in der flächenrepräsentativen BZE-Stichprobe jedoch fast ausschließlich im Normalbereich. Lediglich auf A-Standorten ist mit 15 % der Kiefernbestände ein leicht erhöhter Anteil im latenten Mangel zu verzeichnen. Die Regionalisierung der pflanzenverfügbaren Ca-, Mg- und K-Vorräte stellt bei diesem Ansatz eine zentrale konzeptionelle Komponente dar (RIEK & Russ 2019).

Um szenarisch für verschiedene Baumarten und Nutzungsintensitäten Nährstoffexporte zu regionalisieren, war es notwendig deren Standortsleistungsbezüge abzuschätzen, da die Wuchsleistung eine erhebliche Rolle für die in den Baumkompartimenten akkumulierten Nährstoffmengen spielt. Hierzu wurden lineare Regressionsanalysen auf der Grundlage von Standortseigenschaften auf dem 100x100 m-Stichpro-

benraster durchgeführt. Als Zielgröße diente die absolute Höhenbonität (HG₁₀₀), die dem Datenspeicher Wald (DSW 2, Stand 2015) entnommen wurde.¹ Das durchschnittliche Bestandesalter ging als Kovariate in die Untersuchung ein. Da die Zielgröße definitionsgemäß altersunabhängig ist, fungiert das Bestandesalter im Regressionsmodell als Proxy-Variablen. Sie soll den allgemeinen Einfluss einer potenziellen Standortsverbesserung durch Stickstoff- und Baseneinträge sowie die Erhöhung des CO₂-Gehalts der Atmosphäre auf das Baumwachstum zum Ausdruck bringen, von der die jüngeren Bestände gegenüber älteren Beständen stärker profitieren konnten (WALLOR et al. 2016). Die Berechnung der Bonitäten anhand der ermittelten Regressionsgleichungen erfolgte dann anhand des Medians des Bestandesalters der jeweiligen Baumart. Es wurden entsprechende Analysen für die Baumarten Kiefer, Buche, Stieleiche, Traubeneiche und Douglasie durchgeführt. Abb.5 zeigt die modellierten HG₁₀₀-Werte der Baumart Kiefer als Kartogramm; die entsprechende Regressionsgleichung lautet wie folgt:

$$HG_{100} \text{ (Kiefer)} = 84.054 + 0.016 * nFK_{WE} + 0.004 * v_{kap} + 0.240 * \log(S\text{-Wert}_{140}) - 19.876 * \log(\text{Alter}) - 1.473 * \text{Serie_III/VIII} - 0.623 * \text{Klima_}\gamma + 0.373 * \text{Temp_Dif} + 0.194 * \text{NK_Stufe} - 0.045 * \text{ET}_{\text{Jahr}} \text{ (R=0,75)}$$

nFK_{WE} = nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum [mm]

v_{kap} = kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser [mm/a]

S-Wert₁₄₀ = Summe basischer Kationen in 0 bis 140 cm Bodentiefe [kmol_c/ha]

Alter = Bestandesalter [Jahre]

Serie_III/VIII = Geologische Serie III oder VIII (SEA95) [-]

Klima_γ = Großlimabereich γ (SEA95) [-]

Temp_dif = Jahresschwankung der monatl. Mitteltemperatur [K]

NK_Stufe = Fünftelnährkraftstufe (SEA95) [-]

ET_{Jahr} = jährliche potenzielle Verdunstung [mm]

Die Wuchsgänge der einzelnen Baumarten wurden mit Hilfe der in Brandenburg etablierten und auch im Datenspeicher Wald eingesetzten Ertragstabellen von LEMBCKE et al. (2000) für Kiefer, ERTELD (1962) für Stiel- und Traubeneiche, DITTMAR et al. (1986) für Buche sowie BERGEL (1985) für Douglasie abgebildet. Die Berechnung der Trockenmassen und Elementgehalte erfolgte für alle Baumarten entsprechend der Modelle nach PRETZSCH et al. (2013). Die verwendeten Szenarien der Nutzungsintensität gehen aus Tab.2 hervor. Die durchschnittlichen jährlichen Entnahmemengen der Ele-

Tab.2: Vergleich der baumartenspezifischen Szenarien zur Ermittlung der jährlichen Elemententzüge

Baumart	Szenario	Beginn der Holzerte	Umtriebszeit	Nutzung des Endbestandes	genutzte Teile
Buche	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	160a	Verzicht auf 5 Altbäume	Stammholz mit Rinde bis zum Kronenansatz
Buche	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	160a	vollständig	Derbholz mit Rinde
Buche	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	160a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde (Winter-Vollbaum)
Eiche	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	200a	Verzicht auf 5 Altbäume	Stammholz mit Rinde bis zum Kronenansatz
Eiche	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	200a	vollständig	Derbholz mit Rinde
Eiche	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	200a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde (Winter-Vollbaum)
Kiefer	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	140a	Verzicht auf 5 Altbäume	entrindetes Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholz der Hauptachse ohne Rinde)
Kiefer	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	140a	vollständig	Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholz der Hauptachse mit Rinde)
Kiefer	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	140a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde und Nadeln (Vollbaum)
Douglasie	S1	ab 15 m Bestandeshöhe	100a	Verzicht auf 5 Altbäume	entrindetes Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholz der Hauptachse ohne Rinde)
Douglasie	S2	ab 12 m Bestandeshöhe	100a	vollständig	Stammholz mit Kronenabschnitt (Derbholz der Hauptachse mit Rinde)
Douglasie	S3	ab 5 cm Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (ca. alle tabellierten Nutzungen)	100a	vollständig	Derb- und Reisigholz mit Rinde und Nadeln (Vollbaum)

¹ Unser Dank gilt Herrn Thomas Kindermann für die Aufbereitung der benötigten Bonitätsdaten an den Stützstellen des 100x100m-Rasters

mente Calcium, Magnesium und Kalium errechnen sich für eine unendliche Zeitreihe der Nutzung auf der Grundlage der in Tab.2 angegebenen Umtriebszeiten und genutzten Kompartimente.

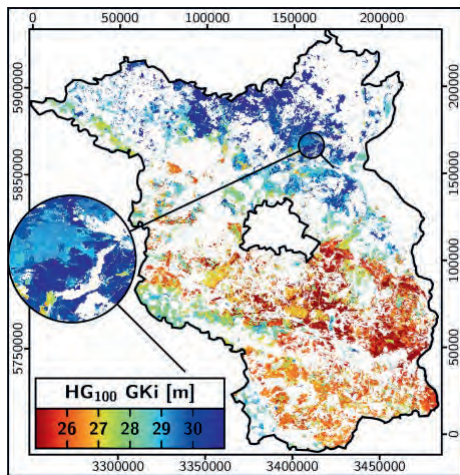


Abb.5: Kartogramm der geschätzten absoluten Höhenbonität (HG_{100}) der Baumart Kiefer

Ausgehend von den für geringes bis mittleres Übernutzungsrisiko kalkulierten nutzbaren Nährstoffmengen in einer Umtriebszeit sowie dem Nährstoffentzug bei unterschiedlichen Nutzungsszenarien wurde die Anzahl möglicher Umtriebszeiten bei Vollbaumernte (Szenario S3, Tab.2) ermittelt und wie folgt klassifiziert (RIEK & Russ 2019):

- 0 ... keine Vollbaumernte empfohlen
- 1 ... eine Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung möglich
- 2-10 ... 2 bis 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung möglich
- >10 ... mehr als 10 Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung möglich.

Die Gesamteinschätzung der standörtlichen Sensitivität gegenüber einer Beeinträchtigung der Nährstoffnachhaltigkeit erfolgte anhand des jeweils am stärksten limitierenden Nährelements. Die vier ausgewiesenen Klassen können im Sinne von „Vulnerabilitätsstufen“ für die Regionalisierung von waldbaulichen Empfehlungen zur Gewährleistung standortsverträglicher Nutzungsintensitäten dienen. Ihre Stratifizierung nach Stammnährkraftstufen geht aus Abb.6 hervor.

Demnach ist bei Kiefer eine kontinuierliche Zunahme der nachhaltig möglichen Nutzungsintensität mit steigender Nährkraft zu erkennen. Insgesamt ist auf 55 % der brandenburgischen Waldfläche von mindestens einer möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung von Kiefer auszugehen. Für die Laubbaumarten indes werden bei den A-, Z- und M-Standorten gleichermaßen nur geringe Flächenanteile mit möglicher Vollbaumnutzung ermittelt. Am geringsten stellt sich die Standortsverträglichkeit der Vollbaumnutzung bei der Baumart Buche dar. Selbst auf etwa einem Drittel der K-Standorte ist hier von Vollbaumnutzung abzuraten. Bei den beiden Eichenarten ist indes bei ca. 90 % der K- und

R-Standorte von mindestens einer möglichen Umtriebszeit mit Vollbaumnutzung auszugehen. Bezogen auf die Gesamtwaldfläche liegt dieser Anteil bei ca. 30 %. Für die Baumart Douglasie werden insgesamt die höchsten Nutzungspotenziale ermittelt, die nur auf A- und Z-Standorten eingeschränkt sind. Auf 81 % der Gesamtwaldfläche wäre die Vollbaumnutzung von Douglasie über mindestens eine Umtriebszeit möglich.

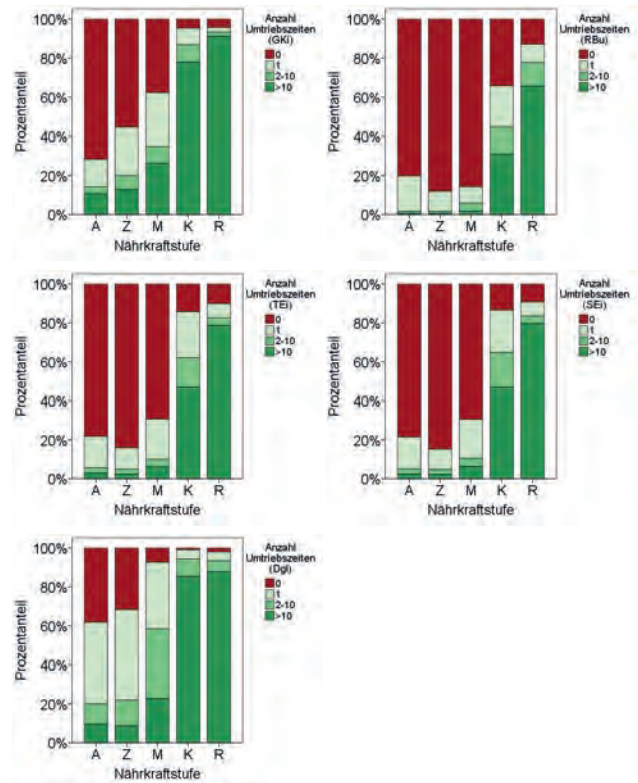


Abb.6: Anteil der Vulnerabilitätsstufen (= Anzahl möglicher Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung) stratifiziert nach Stammnährkraftstufe für die Baumarten Kiefer, Buche, Traubeneiche, Stieleiche und Douglasie

Am Beispiel der Baumart Kiefer zeigt Abb.7, dass innerhalb der einzelnen Nährkraftstufen auch die Wasserhaushaltsstufe (SEA95) von Bedeutung für die Einschätzung standortsverträglicher Nutzungsintensitäten ist. Für die mineralischen nassen bis frischen Standorte (N1 bis T1) werden bei allen Nährkraftstufen geringe Vulnerabilitäten ermittelt. Bei weniger als 10 % der Standorte wird hier die Vollbaumernte während einer Umtriebszeit als nicht nachhaltig eingestuft. Tendenziell erhöhte Vulnerabilitäten werden demgegenüber für die T2g-Standorte (Grundwasser in 1,8-3 m Tiefe) ausgewiesen. Hier können die in der Biomasse akkumulierten Nährelementmengen aufgrund der günstigen Wasserversorgung und hohen Wuchsleistung offensichtlich gegenüber den mit dem Grundwasser an die Bodenaustauscher gelangenden Nährstoffmengen überproportional hoch ausfallen, wodurch der Nährstoffexport bei Vollbaumnutzung die nachhaltig nutzbaren Elementvorräte im Boden übersteigen würde.

Die dargestellten Ansätze bieten ein adäquates Mittel, um im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes regionalspezifisch ressourcenschonende und bodenpflegliche Nutzungsoptionen zu generieren. Die vorliegenden Karten der so

definierten Vulnerabilitätsstufen können zur Beratung der Forstpraxis dienen und einen Beitrag für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und zur langfristigen Vermeidung von Nährstoffengpässen leisten.

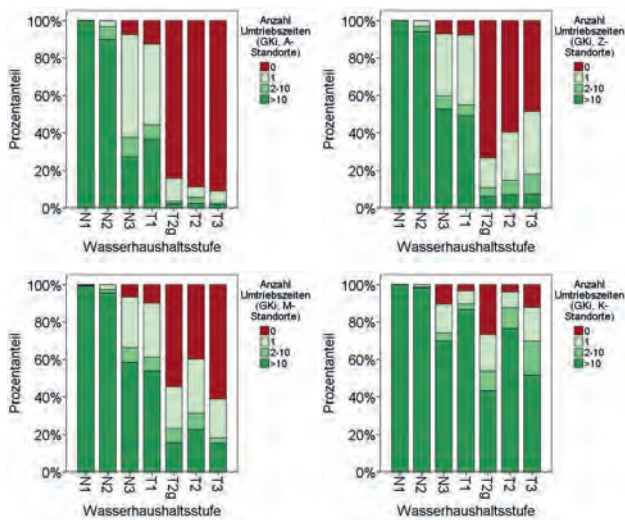


Abb. 7: Anteil der Vulnerabilitätsstufen (= Anzahl möglicher Umtriebszeiten mit Vollbaumnutzung) für die Baumart Kiefer stratifiziert nach der Wasserhaushaltsstufe für die Nährkraftstufen A, Z, M und K

5 Zusammenfassung und Ausblick

In den Waldökosystemen des Landes Brandenburg spielte der Waldboden schon immer eine herausragende Rolle für die Wasser- und Nährstoffversorgung der Bäume und damit für die Baumartenwahl am jeweiligen Standort. Infolge des Klimawandels dürfte die Bedeutung der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften für waldbauliche Entscheidungen sogar noch weiter zunehmen. Die Baumvitalität und die Produktivität der Bestände werden zukünftig in noch stärkerem Maße von der Wasserspeicherfähigkeit der Böden und von deren pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräten abhängig sein, als dies in den zurückliegenden Dekaden der Fall war. Die BZE-Befunde in Verbindung mit Ergebnissen der Wasserhaushaltsmodellierung deuten auf eine tendenziell abnehmende Nährkraft und Wasserversorgung der Standorte hin. Fraglich erscheint, ob im Zuge dieses Standortwandels und der Ausprägung ggf. neuer wachstumslimitierender Faktoren das aktuell hohe Zuwachsniveau auch weiterhin zu halten sein wird. Eher sollte von zunehmenden Risiken hinsichtlich des Versorgungszustandes der Wirtschaftsbaumarten ausgegangen werden. Mögliche indirekte Folgen von Nährstoffmangel und -ungleichgewichten sind zudem höhere Sensitivitäten gegenüber biotischen Schadfaktoren (z. B. eine erhöhte Prädisposition gegenüber Schadinsekten) und eine verminderte Frostresistenz.

Aus BZE und Regionalisierung liegt für die Gesamtwaldfläche Brandenburgs nunmehr eine solide und konsistente Datengrundlage zu aktuellen und zukünftig möglichen Standortveränderungen vor. Diese Daten bieten eine Basis für die Generierung von Entscheidungsunterstützungssystemen, um der Praxis regionalspezifische Empfehlungen für die nachhaltige Waldnutzung verfügbar zu machen. Unsicherheiten der verwendeten Modellansätze werden durch sta-

tistische Empfehlungswahrscheinlichkeiten zum Ausdruck gebracht. Mit Blick auf die Baumartenwahl sowie Empfehlungen zu bodenpfleglichen Nutzungsintensitäten sind die hier vorgestellten statistischen Modellansätze nunmehr hinsichtlich ihrer Praxistauglichkeit anhand von Fallstudien auf Forstbetriebsebene zu testen.

6 Literatur

AHREND, B.; MEIWES, K.J.; SPELLMANN, H. (2011): Modellgestütztes Bewertungsverfahren der Vollbaumnutzung. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>. 209-227.

BOLTE, A. (2016): Chancen und Risiken der Buche im Klimawandel. AFZ-Der Wald 12/2016, S.17-19.

EINERT, P. (2016): Luftverunreinigungen als Belastungsfaktor. 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 63. 27-38.

GÖTTLEIN, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 186 (5/6): 110–115.

HOFMANN, G.; POMMER, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 24. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam, 315 S.

MEIWES, K.J.; MINDRUP, M. (2011): Indikatoren zur standörtlichen Bewertung der intensiven Biomassenutzung im Wald – eine Literaturlauswertung. In: Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22015407.pdf>. 5-23.

MLUL – Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2018): Waldzustandsbericht 2018 der Länder Brandenburg. Potsdam: Selbstverlag. 33 S.

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.; KRÜGER, C.; RUSS, A.; HANNEMANN, J.; SCHWOY, M. (2018): Heegermühler Kalkungsversuch: Wie stellt sich der Bodenzustand nach 63 Jahren dar? Posterbeitrag zum 13. Eberswalder Winterkolloquium am 22.02.2018. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 65. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg), Eberswalde. 85.

RIEK, W.; RUSS, A. (2014): 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. (2016): Regionalisierung: Ableitung von Flächenaussagen aus Fallstudien und BZE. In: 30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 63. 192-206.
- RIEK, W.; RUSS, A. (2019): Waldbodenbericht Brandenburg. Band 2 (Entwurf Stand 31.01.2019).
- 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.; 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.
- Russ, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs - Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte. *Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 44. Dissertation Technische Universität Berlin. Selbstverlag, 164 S.
- Russ, A.; RIEK, W. (2018): TP2a: Regionalisierung von Bodenkennwerten, Wasserhaushalt und Trockenstress für die Waldfläche Brandenburgs, Mecklenburg-Vorpommerns sowie des Tieflands von Sachsen-Anhalt. In: Degenhardt, A., Hentschel, R., Möller, K., Riek, W., Russ, A., Wolfgramm, P. (2018): Schlussbericht „DSS-RiskMan“ am LFE zum Vorhaben: DSS-RiskMan - Entscheidungsunterstützung zur Verteilung und Begrenzung von Risiken für die Forstwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels - Förderkennzeichen 28WB401502.
- SCHULZE, G. (1996): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95. Teil A. Standortformen. 300 S.
- 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.
- 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.
- STÜBER, V.; MEIWES, K.J.; MINDRUP, M. (2008): Nachhaltigkeit und Vollbaumnutzung: Bewertung aus Sicht der forstlichen Standortskartierung am Beispiel Niedersachsen. *Forst und Holz* 63. Heft 11. 28-33.
- WALLOR, E.; RUSS, A.; RIEK, W. (2016): Validierung regionalisierter Informationen zum Waldboden anhand typischer Standorts-Leistungs-Beziehungen der Kiefer im Land Brandenburg. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* Heft 16. 121–129.
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, W.; TRINKS, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *J. Hydrol.* 356 (1-2): 17 – 27.
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, 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. 66–80.

Waldbrand Treuenbrietzen – Katastrophe und Chance

KARIN HEINTZ & MICHAEL LUTHARDT

Ich bin - in Anführungsstrichen - für die Katastrophe zuständig und möchte berichten, wie alles begann, welche Rahmenbedingungen vorhanden waren, welche Anforderungen an uns gestellt wurden, über den Einsatz des THW, die Übergabe an die Waldbesitzer bzw. welche weiteren Schritte bisher erfolgten und geplant sind. In der Zusammenfassung finden Sie ein paar Hinweise, wo der eine oder andere sagt, das sei selbstverständlich, aber glauben Sie mir, in so einer Situation ist fast nichts selbstverständlich.

Wie alles begann

Am 23. August 2018 um 12:38 Uhr erfasste die Waldbrandzentrale einen Waldbrand bei Treuenbrietzen. Die ersten am Waldbrand eintretenden freiwilligen Feuerwehren meldeten eine Brandfläche von ca. 5 ha. Innerhalb des Nachmittags breitete sich der Waldbrand auf einer Fläche von ca. 350 ha aus. Die Ortschaften Klausdorf, Frohnsdorf und Tiefenbrunn waren derart bedroht, dass sie evakuiert werden mussten. Bis heute konnte trotz umfangreicher Ermittlungsarbeit der Polizei nicht die Frage geklärt werden, warum der Brand in kurzen zeitlichen Abständen an drei Stellen entstand. Diese drei Brandherde standen nicht im Zusammenhang mit den drei unten beschriebenen Brandabschnitten. Die Abschnittseinteilung erfolgte unter Berücksichtigung brandbekämpfungstechnischer und logistischer Erfordernisse durch die Einsatzleitung der Feuerwehr.

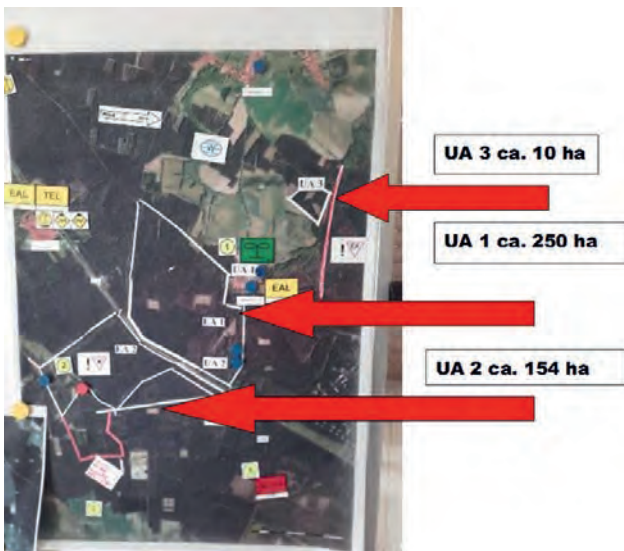


Abb. 1: Karte über das Einsatzgebiet (Quelle: der Autor)

Rahmenbedingungen und deren Konsequenzen

Mobilfunk

Im Großraum Treuenbrietzen war die Netzabdeckung des Mobilfunks sehr lückenhaft. Dies hatte zur Folge, dass der Digitalfunk der Einsatzkräfte (Feuerwehr, THW, Polizei) nicht im

notwendigen Umfang genutzt werden konnte. Somit mussten Kradmelder zur Kommunikation eingesetzt werden. Zum Glück war die Telekom in der Lage bis Freitagmittag – also ca. 24 Stunden nach Brandbeginn – einen mobilen Funkmast zu errichten. Dieses verbesserte die Situation deutlich.

Mobiler Serverzugang

Von Donnerstagabend bis Montagmittag war strukturell der mobile Zugang zu den Servern des Landesforstbetriebes gestört. Dies war auf einen Fehler beim ZIT_BB zurückzuführen. Deswegen verzögerte sich die Kartenbereitstellung für die Einsatzkräfte.

Kartenbereitstellung

Nach dem Ausfall des digitalen Zugangs zum Kartenmaterial musste durch die ortskundigen Revierförster analoges Kartenmaterial herangeschafft, zurecht geschnitten und dann passend kopiert werden. Bei einem Einsatz von bis zu sechshundert Kräften bedeutet dies einen Bedarf von ca. 50 Karten pro Schichtwechsel alle 8 Stunden. Im Laufe des Brandeinsatzes wurde durch die Stadt Treuenbrietzen das Kopieren der Karten gewährleistet. Aus diesen Erfahrungen leitet sich die eigentliche selbstverständliche Empfehlung ab, dass immer ein kopierfähiges Exemplar in der Einsatzzentrale vorhanden ist.

Berichterstattung und Pressearbeit

Es gab die Regelung die Pressesprecher der Stadt Brandenburg und Potsdam-Mittelmark übernehmen im Dreischichtsystem die Pressebetreuung. Sie haben tlw. um nachts um 3:00 Uhr gedreht. Alle 3-4 Stunden gab es gezielt „Pressefahrten“ durch das Waldbrandgebiet.

Ablauf und Aufgaben der forstlichen Berater

Von Anfang bestand die Anforderung seitens des Landkreises Potsdam-Mittelmark (Einsatzleitung) an die untere Forstbehörde, einen ständigen forstlichen Fachberaters 24 h vor Ort zur Verfügung zu stellen, um an Besprechungen der Einsatzleitung teilzunehmen. Diese fanden die ersten 2 Tage stündlich und später alle 2-3 Stunden statt.

An dieser Stelle gilt der besondere Dank den Mitarbeitern den Oberförstereien Dippmannsdorf und Jüterbog, die rund um die Uhr im Einsatz waren.

Einsatztägliche Aufgaben

Zusätzlich zur oben genannten Anforderung zeigte sich, dass zur Erfüllung dieser Aufgaben neben einem forstlichen Fachberater in der Einsatzleitung weitere 2 bis 4 Mitarbeitern der beiden Oberförstereien von ca. 08:00 Uhr bis Sonnenuntergang benötigt wurden.

Folgende Aufgaben galt es zu erfüllen:

- Kartenbereitstellung
- Einweisung der wechselnden zumeist ortsunkundigen Einsatzkräfte von Feuerwehr, Bundeswehr, THW
- Laufende Sachstandsberichte an verschiedene vorge-setzte Dienststellen
- Forstfachliche Beratung der Einsatzkräfte
- Einweisung der eingetroffenen Waldpflüge in ihr Gebiet (Unterabschnitt 1)
- Ermittlung der betroffenen Flurstückseigentümer
- Benachrichtigung der ermittelten Eigentümer (persönlich, telefonisch oder polizeilich)
- Ermittlung der tatsächlichen Waldbrandfläche

Aufgabenstellung aufgrund spezifischer Einsatzsituationen

Samstag, 25. August 2018

Vormittags erläuterte der forstliche Berater Herr Fuchtel (parlamentarischer Staatssekretär des BMEL), Herrn Vogelsänger (Minister MLUL) und Herrn Rudolph (Landesbranddirektor) die brennende Waldfläche, den bisherigen Brandverlauf und die Waldbesitzstruktur. Aufgrund der hohen Anzahl Betroffener entwickelte sich eine Diskussion über die Organisation der Waldbrandnachsorge und -wache.



Abb. 2: v.l.n.r.: Karin Heintz (Leiterin der Obf.), Hans-Joachim Fuchtel (parlamentarischer Staatssekretär des BMEL-Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft), Jörg Vogelsänger (Minister MLUL), Heinz Rudolph (Landesbranddirektor und Leiter der Landesfeuerweherschule)

Diese Besprechung wiederholte sich am Nachmittag mit Ministerpräsident Dr. Dietmar Woidke, Herrn Innenminister Karl-Heinz Schröter und Ralf Christoffers (Fraktionsvorsitzender: Die Linke)

Sonntag, 26. August 2018

Um circa 1:30 Uhr wurde deutsche Artilleriemunition des Kalibers 7,5 cm bis 15 cm Unterabschnitt 2 gefunden



Abb. 3: Munitionsfund

Aufgrund dieses Fundes wurde sich intensiver mit der Munitionsbelastung der Waldbrandfläche beschäftigt. Es ergab sich, dass es sich hier um ein munitionsbelastetes Gebiet handelt. Die Einsatzleitung stand deswegen vor der Frage einen Sperrkreis von 1000 Meter um den Fundort herum einzurichten. Die Löscharbeiten vom Boden aus wurden in diesem Sperrkreis sofort eingestellt. Darüber hinaus hätte dies auch die Evakuierung von weiteren fünf Dörfern bedeutet. Nach Eintreffen der unverzüglich alarmierten Entscheidungsträger wurde der Kampfmittelräumdienst angefordert und entschieden die Dörfer nicht zu evakuieren. Die Brandbekämpfung wurde wie folgt organisiert:

- Der Kampfmittelräumdienst suchte und beseitigte auf einem 40m Streifen Munition ab ca. 06:00 Uhr.
- Die für einen Bergepanzer zu mächtigen Bäume fällte ein forstlicher Unternehmer.
- Der restliche Bestand beseitigte ein Panzer.

Von diesem Streifen aus erfolgte dann die weitere Bekämpfung des Brandes ab ca. 10:00 Uhr.

Am Nachmittag traf der angeforderte zusätzliche Pionierpanzer Dachs des Panzerpionierbataillons 803 aus Havelberg ein und wurde im Unterabschnitt 1 durch den forstlichen Berater eingewiesen. Priorität hatte hier der Schutz der Bevölkerung in der Ortschaft Klausdorf.



Abb. 4: Pionierpanzer Dachs

Montag, 27. August 2018

Neben den oben genannten täglichen Aufgaben erfolgte mit der Nachbar-Oberförsterei Jüterbog eine Einsatzplanung für die laufende Woche. Zeitlich sehr intensiv gestaltete sich der an diesem Tag vorzubereitende Einsatz des THW für die Waldbrandnachsorge im Unterabschnitt 1 ab dem Folgetag. Damit wurde das Ergebnis des Gespräches am Samstag zwischen Herrn Fuchtel und Herrn Minister Vogelsänger umgesetzt.

Dienstag, 28. August 2018

Der forstliche Facharbeiter und seine Mitarbeiter wiesen fünf Führungskräfte des THW in die am Vortag besprochene Waldbrandnachsorge ein. Diese THW-Fachkräfte organisierten dann ein 3-Schichtsystem mit je 30 Helfern auf einer Fläche von 180 ha im Unterabschnitt 1.

Das THW als Experte in der Organisation von Katastrophen trat hier mit einem fünfköpfigen Führungsstab auf. Im Forstbereich konzentrierten sich diese Führungsaufgaben auf eine Person und dies 24h/Tag.

Es wäre wünschenswert wenn man in der Zukunft auf die Expertise des THW's zurückgreift und sich forstseitig ähnlich aufstellt und diese Struktur bis zum Abschluss – also auch bis zur Organisation der Waldbrandwache - durchzieht.

Mittwoch, Donnerstag, Freitag (29. – 31. August)

Durch den Einsatz von Wärmebildkameras konnten an diesen Tagen noch versteckte Glutnester identifiziert werden. Diese wurden durch die Feuerwehren abgelöscht.



Abb. 5: Ehrenamtlicher THW-Helfer mit Wärmebildkamera

Im weiteren Verlauf waren diese drei Tage dadurch geprägt, dass man für alle betroffene Flurstücke die Eigentümer ermitteln musste. Es schloss sich die persönliche Kontaktaufnahme über alle denkbaren Wege an; wie zum Beispiel telefonisch oder auch Besuch durch den Revierförster und teilweise im Rahmen der Amtshilfe durch die Polizei im Bundesgebiet. Die Organisation der Übernahme der Waldbrandwache gestaltete sich durch die hohe Anzahl der Betroffenen verbun-

den mit dem Zeitdruck sehr zeit- und personalintensiv. Dieser Prozess war am Freitag um 17:30 Uhr abgeschlossen.

Bei der parallelen Planung der Waldbrandwache durch Kräfte des LFB ergaben sich mehrheitlich Probleme durch eine unterschiedliche Interpretation einerseits der FFW sowie andererseits des LFB's auf der anderen Seite über den Zustand der Brandfläche zum Zeitpunkt der Übergabe. So ist es beispielsweise strittig, wer für die Beseitigung wieder aufflammender kleinster Glutnester zuständig ist:

- Arbeitsschutzrichtlinien versus Auflagen der Feuerwehr dokumentiert auf dem Übergabeprotokollen
- Max. Arbeitszeit in Verbindung mit Personalverfügbarkeit
- Mit vorhandener forstliche Arbeitsschutzausrüstung dürfen die Auflagen der Feuerwehr nicht umgesetzt werden

Wie geht es weiter?

11. September 2018 – öffentliche Informationsveranstaltung in Treuenbrietzen

In Anwesenheit von weit über 60 Waldbesitzern und interessierten Bürgern wurde seitens der Oberförsterei Dippmannsdorf und des LFE über das weitere formale Vorgehen informiert, wie zum Beispiel von Kahlschlagsanzeigen bzgl. der verbrannten Flächen. Auch die Darlegung der nötigen Schritte für die munitionsbelasteten Flächen nahm großen Raum ein. Erste forstschutzrelevante und waldbauliche Empfehlungen sowie die damit verbundenen Fördermittel wurden dankbar aufgegriffen.

Abb. 6: Luftbild der Waldbrandfläche
dpa/Ralf Hirschberger (<https://www.rbb24.de/panorama/beitrag/2018/08/nach-waldbrand-treunbrietzen-baeume-zerstoerung-feuerwehr-glutnester.html>)



3. November 2018 – Exkursion auf der Waldbrandfläche mit Betroffenen (Abb. 7 und 8)



Abb. 7



Abb. 8

8. November 2018

LFE und Fördermittelstelle waren zur Begutachtung und Einrichtung von Beobachtungsflächen vor Ort. Dieser Termin diente zur Abstimmung von weiteren Untersuchungen vor Ort. Daraus entwickelte das LFE waldbauliche Empfehlungen für die Wiederaufforstung unter Berücksichtigung einer naturnahen Waldrandgestaltung und Anlage von Waldbrandriegeln. Diese Aktivitäten sind detailliert im Vortrag von Dr. Michael Luthardt beschrieben. Die Oberförsterei Dippmannsdorf unterstützt tatkräftig die Waldbesitzer in der Umsetzung der Ergebnisse.

5. Dezember.2018 - Ministertermin



Abb. 9.: Forstminister Jörg Vogelsänger besucht die Brandflächen. (Quelle: Bauernzeitung, 50. Woche 2018)

17. Januar 2019 - WaldNeujahr (Abb. 10 und 11)



Abb. 10



Abb. 11

Planung: 16. März 2019 - Pflanzaktion mit WG Bardenitz, Minister, VDF, DFWR, BDF

Planung: 30. März 2019 - Pflanzaktion Birkenprojekt usw.

Zusammenfassung und Empfehlungen

Im Folgenden finden sich auch Selbstverständlichkeiten, deren Umsetzung für den forstlichen Fachberater aber nicht alltäglich ist, da er nur sehr selten mit derartigen Lagen konfrontiert ist. Deshalb sollten diese und andere Punkte griffbereit zur Verfügung stehen.

- Der forstliche Personaleinsatz sollte an die Systematik der Katastrophenschutzdienste angepasst werden. Es ist ein großzügiger Zeitemfang für die ÜbergabeprozEDUREN einzuplanen.
- Berichterstattung an übergeordnete Dienststelle
- Der Informationsfluss an übergeordnete Dienststellen sollte auf die Kontaktaufnahme einer einzigen Person reduziert sein. Idealerweise ist dieser Verbindungsmann vor Ort (siehe Strukturen beim THW).
- Das Handy für die Rufbereitschaft „Waldbranddienst“ muss an nicht betroffene Mitarbeiter weitergegeben werden.
- ein kopierfähiger Kartensatz verbleibt beim forstlichen Fachberater

- zur eigenen Absicherung detailliert den Ablauf dokumentieren (z.B.: Sekretär/in protokolliert, über Diktiergerät (z.B. Handy) festhalten, etc.)
- Die Anforderung von Arbeitskräften des LFB und Unterstützung durch das THW immer nur auf offiziellem Wege durch die Einsatzleitung organisieren. Davon hängt im weiteren Verlauf auch ab, wer den Einsatz bezahlen muss.
- Die Ermittlung der Waldeigentümer muss immer auf der Grundlage vorliegenden aktuellen Kartenmaterials erfolgen. Vereinzelt Gedächtnisleistungen führen zu Fehlentscheidungen. Der Personaleinsatz ist der Anzahl betroffener Eigentümer anzupassen.
- Übernahme der Waldbrandwache
- Es ist zwingend zwischen den im Land Verantwortlichen der Feuerwehren und des LFB's zu klären, in welchem Zustand sich die Brandfläche zum Zeitpunkt der Übergabe befinden muss. Aus diesem Zustand leitet die Feuerwehr Forderungen an den übernehmenden LFB-Mitarbeiter ab, die im Übergabeprotokoll so auch dokumentiert werden. Es ist zum Beispiel nicht zielführend, wenn im Protokoll festgehalten wird, dass kleinste Glutnester durch die Waldbrandwache zu beseitigen sind; diese aber von der Waldbrandwache aufgrund von Arbeitsschutzgründen nicht bekämpft werden können und dürfen.



Abb 12: Feen im „Schwarzwald“ (Quelle: Märkische Allgemeine 23.1.2019)

15 Jahre nach dem Waldbrand: Sekundärsukzession auf dem Weg zum Wirtschaftswald?

FALK STÄHR, KERSTIN HAINKE & GUDRUN LÜBGE

1 Einleitung

Die Wiederbewaldung nach großflächigen Brandereignissen ist eine vielschichtige waldbauliche Herausforderung. Die waldbauliche Integration sukzessiver Prozesse ist in diesem Zusammenhang ein wichtiges Instrument, um eine naturnahe und zugleich wirtschaftlich akzeptable Wiederbewaldung zu initiieren, ohne auf unverhältnismäßigen monetären Investitionen aufbauen zu müssen. Deshalb untersucht das Fachteam Waldbau des Landeskompetenzzentrums Eberswalde (LFE) auf einem Referenzobjekt im Süden des Landes Brandenburg seit über 15 Jahren ungesteuerte sukzessive Prozesse nach großflächigem Waldbrand. Nachfolgend wird eine Ergebnisauswahl vorgestellt und bewertet.

2 Begriff: Sekundärsukzession

Sekundäre Sukzessionen sind „...Neuentwicklungen von Wald auf Standorten, die vorher schon Wald trugen.“ (OTTO 1994, 1996). Primäre Sukzession findet hingegen durch Erstbesiedlung von Land statt, z. B. auf Sedimentationsböden, Dünenaufwehungen oder Vulkanascheböden.

3 Ziel der Untersuchung

Ziel der Untersuchung ist die Annäherung an folgende Fragen:

- I. Wie vollzieht sich die Raum-Zeit-Dynamik der Sukzession auf großen Waldbrandflächen im Nordostdeutschen Tiefland?
- II. Beeinflussen der Zaunschutz und die Beräumung des teilverbrannten Restholzes die Sukzessionsdynamik?
- III. Ist die Sekundärsukzession als Grundlage für die Entwicklung einer wirtschaftlich akzeptablen Folgegeneration geeignet?

4 Untersuchungsobjekt

Untersuchungsobjekt ist eine 31,05 ha große Waldbrandfläche in der Landeswaldoberförsterei (Lobf.) Hammer, im Revier Buchholz (Abt.: 2218 a², a³, 2219 a¹, a², 2224 a¹ bis a⁴, 2225 a¹, a³, a⁴). Abb. 1.1 zeigt das brandbetroffene Areal drei Jahre vor dem Brandereignis im Jahr 1997. Es wird deutlich, dass das Areal großräumig überwiegend von Kiefern-Reinbeständen beherrscht wird.

Brandereignis:

Mit dem Brandereignis am 17.05.2000 wurden Kiefernforsten im Alter von 12 bis 108 Jahren und ein Trauben-Eichenvorabau im Südwesten des Untersuchungsobjektes vernichtet. Die Luftbildaufnahme aus dem Jahr 2001 zeigt die überwiegend beräumte, vegetationsfreie Brandfläche (Abb. 1.2). Die

schachbrettähnliche Fläche im Zentrum resultiert aus einer abgebrannten 12jährigen Kieferndickung. Südwestlich grenzt der ehemalige Eichenvorabau an. Nördlich der Waldbrandfläche liegt ein einzelnes, lediglich 35 x 60 m großes Brandloch, das zeitgleich durch Funkenflug entstand. Die Brandfläche ist derzeit von 65 bis 123 Jahre alten Kiefernforsten umgeben.

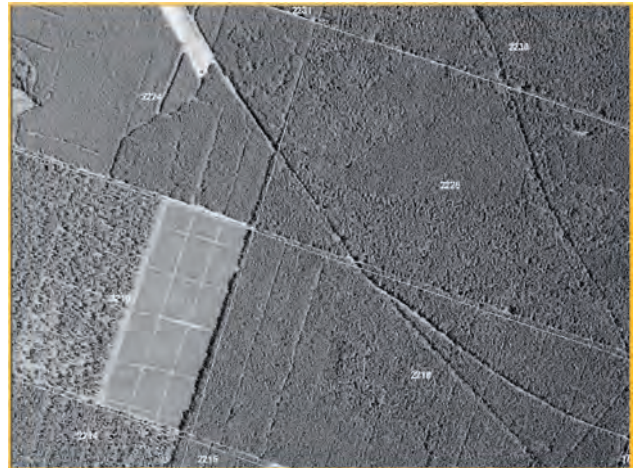


Abb. 1.1: Großräumige Einordnung des Untersuchungsgebietes drei Jahre vor dem Waldbrandereignis – Luftbild 1997

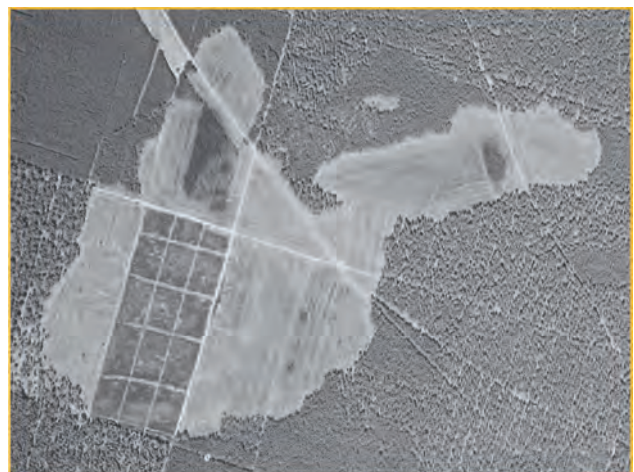


Abb. 1.2: Untersuchungsobjekt ein Jahr nach dem Waldbrandereignis, überwiegend beräumt und weitgehend vegetationsfrei – Luftbild 2001

Standortseinwertung:

Die Fläche liegt im trockenen Tieflandsklima. Die Lokalbodenformen sind ausschließlich ziemlich nährstoffarme Bärenthorener Sand-Braunerde (BäS, Z^{III}) und nährstoffarmer Kersdorfer Sand-Ranker (KdS, A^I) (Abb. 1.3). Zudem handelt es sich um mittelfrische Standorte. Die Güte des Auflagehumus reicht aktuell von trockenem Magerrohhumus in den Dünenlagen des Flächensüdrandes bis zum mäßig frischen Rohhumus im Südwesten und im zentralen Teil der Fläche.

Nach HOFMANN et al. (2000) sowie HOFMANN und POMMER (2005) bilden der Drahtschmielen-Eichenwald und der Beer-kraut-Kiefernwald die natürlichen Schlusswaldgesellschaften auf den beschriebenen Standorten.

Maßnahmen:

Nach dem Vollbrand wurde auf 6,5 ha teilverbranntes Restholz belassen. Die stehen gebliebenen Waldfragmente brachen in den folgenden zwei Jahren zusammen. In den Jahren 2001/2002 wurden 23,65 ha der abgebrannten Fläche gezäunt.

Zur Förderung einer schnellen Wiederbewaldung erfolgte 2001 eine streifenweise Pflanzung mit Gemeiner Birke (Sortiment 2/0) an den Hauptwegen der Brandfläche (Abb. 1.3, gelbe Markierung).

Methodik:

Im Mai 2003 wurde für die abgebrannte Fläche eine auswertbare Methodik erarbeitet und anschließend das Untersuchungsobjekt eingerichtet. Die Varianten „gezäunt“ und „nicht gezäunt“ sowie „restholzberäumt“ und „nicht restholzberäumt“ fanden dabei vorrangig Berücksichtigung. Insgesamt wurden auf der Brandfläche 125 Verjüngungszählflächen mit jeweils 10 x 10 m Flächengröße rasterförmig eingemessen. Der Abstand zwischen diesen Stichprobenflächen beträgt

50 m. Stichprobenfläche 126 befindet sich im nördlichen Brandloch. Die Aufnahmen zur Sukzessionsdynamik erfolgten in den Jahren 2003, 2008 und 2014. Auf ausgewählten Stichprobenflächen des Untersuchungsobjektes wurden die turnusmäßigen Erhebungen mit Florenaufnahmen ergänzt.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Raum-Zeit-Dynamik der Sekundärsukzession

5.1.1 Hauptteil der Brandfläche: Stichprobenflächen 1 bis 125

Die Entwicklung der Individuenzahlen und der Zusammensetzung der Sukzessionsbaumarten offenbart unterschiedliche, artspezifische Verjüngungs- und Anpassungsstrategien. Letztendlich lassen sich bislang drei Sukzessionsphasen erkennen:

Phase I: Birkenphase (Gemeine Birke, *Betula pendula* Roth)

Im Zeitraum 2000 bis 2003 fungierte primär die Birke (GBI) als Erstbesiedler und „Wegbereiter“ auf der Brandfläche. In den ersten drei Jahren nach dem Brandereignis entwickelten sich auf der Fläche durchschnittlich 598 GBI/ha, das entspricht 60 % der bis dahin angekommenen und etablierten

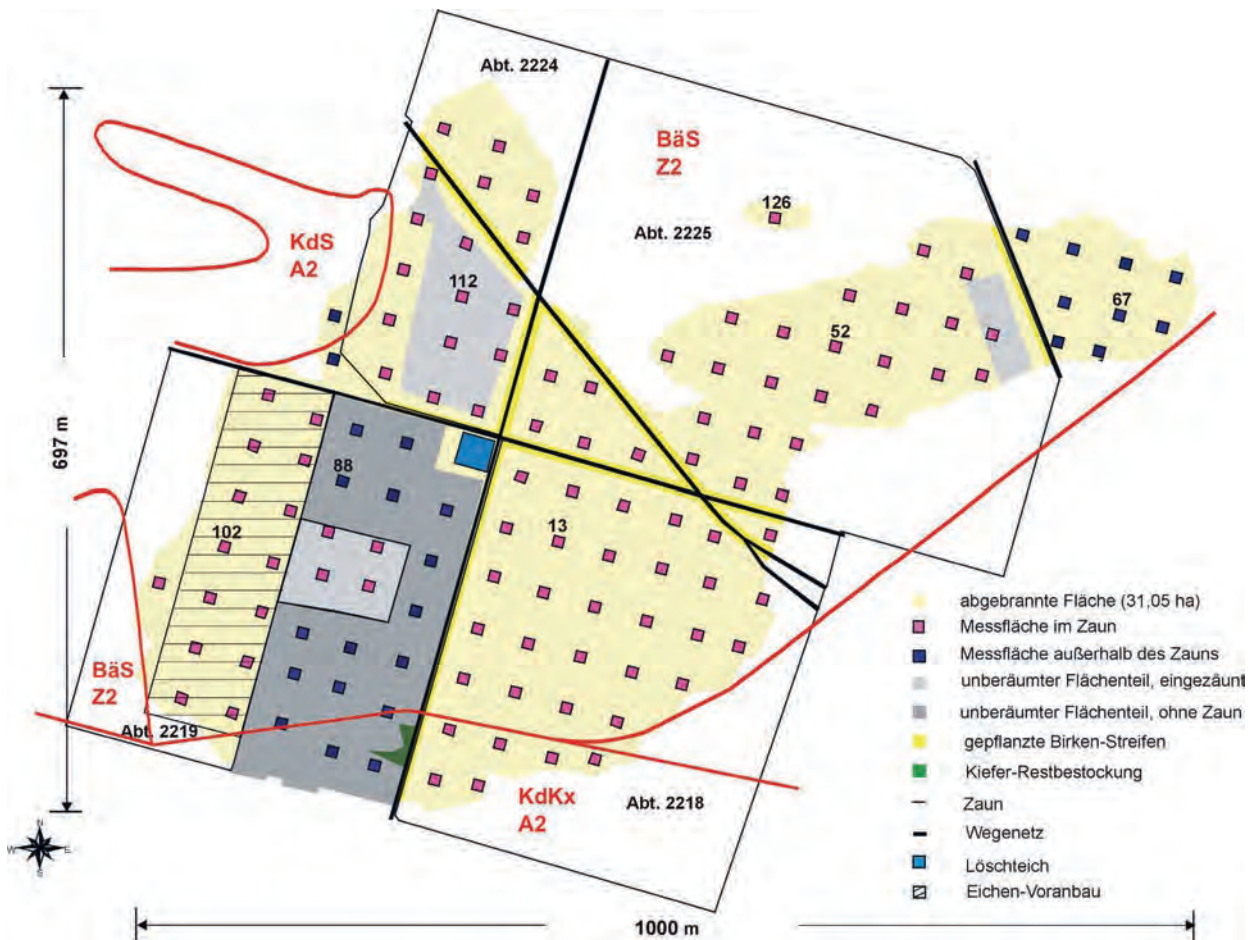


Abb. 1.3: Standortseinwertung, Lage des Schutzzaunes, der Stichprobenflächen und der Varianten auf der untersuchten Brandfläche

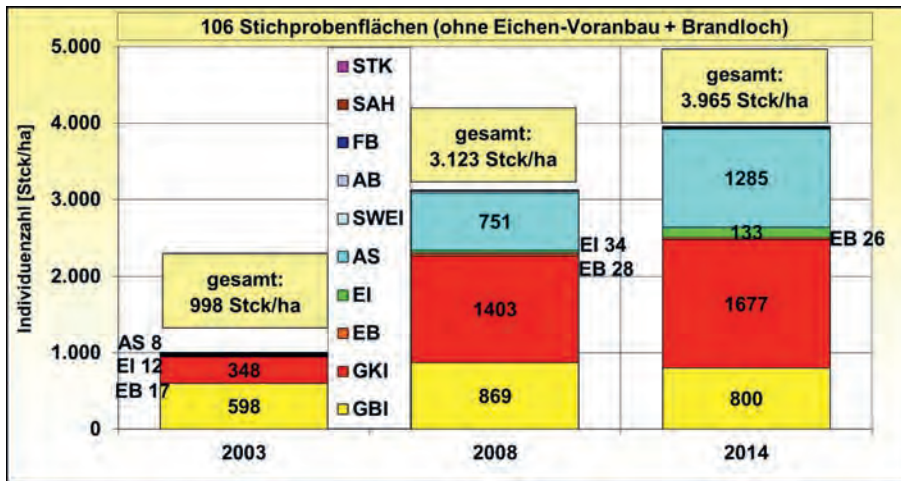


Abb. 2: Baumarten und Individuenzahlen auf der Gesamt-Brandfläche (ohne Stichprobenflächen des ehemaligen Trauben-Eichen-voranbau ($n = 19$) und ohne Stichprobenfläche 126 (Brandloch)) an den Erhebungszeitpunkten 2003, 2008 und 2014

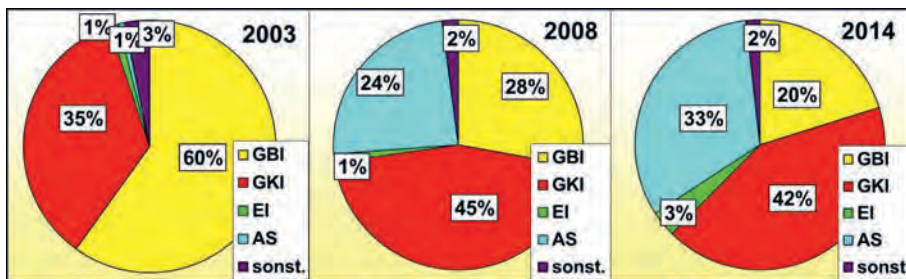


Abb. 3: Baumartenanteile in der Sekundärsukzession des Hauptobjektes an den Erhebungszeitpunkten 2003, 2008 und 2014

Sekundärsukzession (Abb. 2 und 3). Daneben wuchs im Höhenbereich bis 50 cm ein nennenswerter Anteil an Gemeiner Kiefer (GKI) (\bar{x} 348 GKI/ha) heran. Weitere marginal sukzessionsbeteiligte Baumarten waren Eberesche (\bar{x} 17 EBE/ha), Eiche (Trauben- und Stiel-Eiche zusammengefasst, \bar{x} 12 EI/ha), Sal-Weide (\bar{x} 11 SWEI/ha), Aspe (\bar{x} 8 AS/ha), Faulbaum (\bar{x} 2 FB/ha), Wildapfel und Spitz-Ahorn (jeweils \bar{x} 1 Stck/ha). Die 2003 erreichte Gesamtstückzahl lag demnach insgesamt bei \bar{x} 998 Stck/ha, beteiligt waren 9 Sukzessionsbaumarten.

Phase II: Kiefernphase: (Gemeine Kiefer, *Pinus sylvestris* L.)

Im Zeitraum 2003 bis 2008 erhöht sich die Gesamt-Individuenzahl um \bar{x} 2.125 auf \bar{x} 3.123 Stck/ha. In dieser Phase entwickelte sich die Gemeine Kiefer mit einem Individuenzugewinn von \bar{x} 1.055 auf insgesamt \bar{x} 1.403 GKI/ha zur Leitbaumart der Sukzession. Auffällig ist zudem der starke Individuenanstieg bei der Baumart Aspe auf nunmehr \bar{x} 751 Stck/ha (Abb. 2). Damit erhöhte sich der Aspenanteil an der sekundären Sukzession von 1 % im Jahr 2003 auf 24 % im Jahr 2008 (Abb. 3). Die Individuenzahl der Gemeinen Birke stieg hingegen in dieser Sukzessionsphase lediglich moderat um \bar{x} 271 auf \bar{x} 869 Stck/ha an. Die Birkenverjüngung verliert demnach in dieser Phase deutlich an Dynamik. Zusammen mit Eiche (\bar{x} 34 Stck/ha), Eberesche (\bar{x} 28 Stck/ha), Sal-Weide (\bar{x} 27 Stck/ha), Faulbaum (\bar{x} 7 Stck/ha) und Spätblühender Traubenkirsche (\bar{x} 4 Stck/ha) waren in der Phase II insgesamt 8 Baumarten an der sukzessiven Besiedlung der Brandfläche beteiligt.

Phase III: Aspenphase (Aspe, *Populus tremula* L.)

Von 2008 bis 2014 erhöhte sich die Individuensumme um \bar{x} 842 auf \bar{x} 3.965 Stck/ha (Abb. 2). Die Sukzessionsdynamik nahm somit deutlich ab, wobei ein rein an der Individuendich-

te bemessener monokausaler Zusammenhang zunächst nicht erkennbar war. Mit einem Individuenanstieg um \bar{x} 534 auf insgesamt \bar{x} 1.285 Stck/ha wird der dritte Sukzessionsabschnitt von der Baumart Aspe dominiert. Der Aspenanteil an der Sukzession stieg nochmals an und betrug im Jahr 2014 33 % (Abb. 3). Die Erhöhung der Individuenzahl der Gemeinen Kiefer um \bar{x} 274 auf \bar{x} 1.677 Stck/ha im Jahr 2014 lag somit bei etwa der Hälfte des Aspenwertes. Bei der Gemeinen Birke war die Individuendichte rückläufig (\bar{x} 800 Stck/ha)!

Am Sukzessionsgeschehen auf der Brandfläche waren in dieser Phase insgesamt 9 Baumarten beteiligt. Neben Aspe, Gemeiner Kiefer und Gemeiner Birke wurden die Baumarten Eiche (\bar{x} 133 Stck/ha), Eberesche (\bar{x} 26 Stck/ha), Spätblühende Traubenkirsche (\bar{x} 16 Stck/ha), Sal-Weide (\bar{x} 14 Stck/ha), Faulbaum (\bar{x} 9 Stck/ha), Rot-Eiche (\bar{x} 5 Stck/ha) nachgewiesen.

Die Baumartenspezifik der Sukzessionsphasen lässt sich wie folgt interpretieren:

Die anfangs verhaltene Sukzessionsdynamik wird auf 3 Faktoren zurückgeführt:

1. die Flächengröße und die daraus resultierende Transportentfernung für Diasporen, vor allem im Flächenzentrum,
2. die extremen mikroklimatischen Standortbedingungen der Freifläche,
3. brandbedingte Verkrustungen auf der Mineralbodenoberfläche (vgl. Kap. 6.1).

Die Ergebnisse bestätigen die Fähigkeit der Pionierbaumart Gemeine Birke, die sukzessive Wiederbesiedlung von Rohböden unter extremen mikroklimatischen Verhältnissen ein-

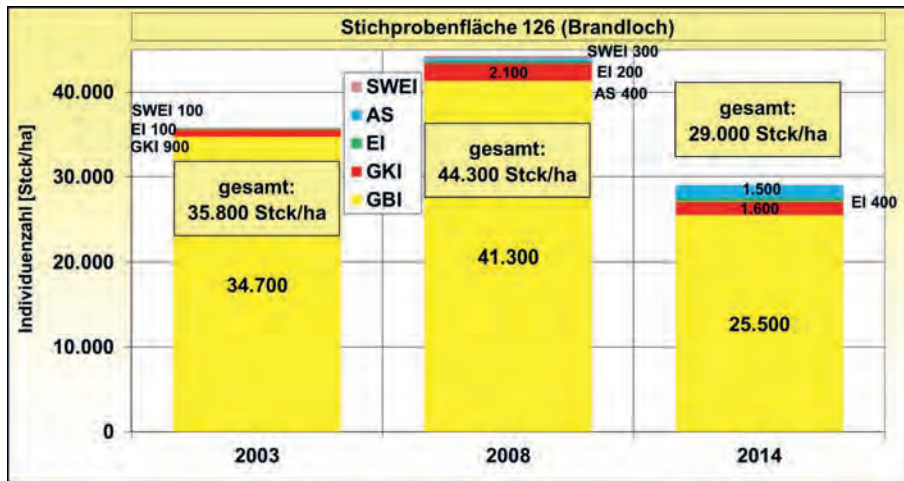


Abb. 4: Baumarten und Individuenzahlen auf der Stichprobenfläche 126 (Brandloch nördlich des Hauptobjektes)

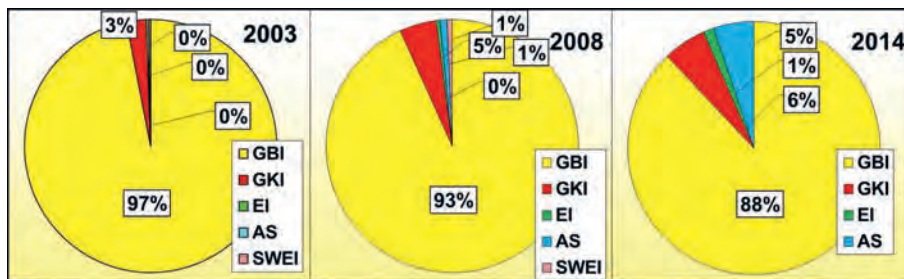


Abb. 5: Baumartenanteile in der Sekundärsukzession der Stichprobenfläche 126 an den Erhebungszeitpunkten 2003, 2008 und 2014

zuleiten (AAS 2001, SCHIRMER 2001). Die Birke dient somit auf Waldbrandflächen als „Wegbereiter“. Sie verbessert die Verjüngungsfähigkeit des Standortes durch die Minderung mikroklimatischer Extreme (BERGMANN 1995) und die Verbesserung des Standortzustandes. Sie hat zudem ein geringes Konkurrenzvermögen gegenüber anderen Pionier- und Intermediärbaumarten und schränkt die Etablierung anderer Sukzessionsbaumarten kaum ein (HOFMANN 1997, HOFMANN et al. 2000, HOFMANN und POMMER 2005). Die in Phase III (2008 bis 2014) festgestellte Verringerung der GBI-Individuenzahl wird zum einen auf eine standörtlich bedingt unterlegene Konkurrenzkraft der Gemeinen Birke gegenüber Aspe und Gemeiner Kiefer und zum anderen auf die stark ansteigende Sukzessionsdynamik von Aspe und Kiefer zurückgeführt. Für Letztere dürfte die allmähliche Minderung der mikroklimatischen Extreme, insbesondere als Folge der Birkensukzession, maßgeblich sein. Außerdem begünstigte der zunehmende Zerfall der sukzessionshemmenden Bodenkruste (vgl. Kap. 6.1) die Sukzessionsdynamik von Aspe und Gemeiner Kiefer.

Im Hinblick auf die stark ansteigende Bedeutung der Aspe im Sukzessionsverlauf ist zunächst auf das Fehlen von Aspen-Mutterbäumen im näheren Umfeld zu verweisen. Der enorme Anstieg der Aspen-Individuenzahl im Sukzessionsverlauf zeigt jedoch, dass der leichte Aspensamen große Entfernungen zu überbrücken vermag (wahrscheinlich > 2 km). Beginnend im zweiten Sukzessionsabschnitt (2003 bis 2008) nahm die Bedeutung der Aspe als Bestandteil der sekundären Sukzession deutlich zu, sofern kein Wildverbiss erfolgte (vgl. Kap. 5.2.1). Neben dem Aspenanflug trug offenbar in Phase III die ab einem Alter von ca. 10 Jahren zügig einsetzende Fruktifikation der bereits auf der Brandfläche etablierten Aspen zum Sukzessionsgeschehen bei. Nachweise einer Übertragung von Kieferndrehrost (*Melampsora pinitorqua* (PERS.) P. KARST), für den Aspe als Dikaryontenwirt (Zwischenwirt) fungiert, liegen bislang auf der untersuchten Fläche nicht vor.

Die drei nachgewiesenen Sukzessions-Hauptbaumarten Gemeine Kiefer, Gemeine Birke und Aspe entsprechen den Vor- bis Zwischenwaldstadien der vorgefundenen Standortsausstattungen. Auf den nährstoffarmen, mittelfrischen Standortteilen (A2 t) ist die Gemeine Kiefer außerdem die Leitbaumart der Schlusswaldgesellschaft (HOFMANN und POMMER 2005). Als waldbauliche Konsequenz der bisher untersuchten Sukzessionsdynamik wird deutlich, dass erfolgsorientierte künstliche Wiederbewaldungen auf großen Waldbrandflächen in Anlehnung an die natürliche Sukzessionsdynamik zu konzipieren sind! In der Initialphase der Wiederbewaldung und in den Klimastufen trockenes Tieflandsklima (t) und mäßig trockenes Tieflandsklima (m) ist demnach von Pflanzungen und Saaten mit dominantem Anteil der Hauptbaumart(en) der Schlusswaldgesellschaft abzusehen. Im Vordergrund stehen Baumarten der Vor- und Zwischenwaldgesellschaften, sofern die Vor- und/oder Zwischenwaldgesellschaft nicht mit der Schlusswaldgesellschaft identisch ist (z. B. Beerkraut-Kiefernwald auf A2 t). Diese Empfehlung reicht anhand der vorliegenden Datenbasis von den leistungsschwachen, nährstoffarmen und ziemlich nährstoffarmen, trockenen Standorten (A 3 t/m) bis zu den mittleren, mäßig nährstoffhaltigen, mittelfrischen Standorten (M“ 2 t/m). „Große“ Waldbrandflächen sind in diesem Zusammenhang durch (klein)klimatische und bodenkundliche Extreme charakterisiert, die denen von Freiflächen entsprechen.

5.1.2 Brandloch nördlich der Hauptfläche: Stichprobenfläche 126

Ein Sonderfall der Untersuchung war das separate, lediglich 0,21 ha große Brandloch (35 x 60 m) nördlich der Hauptfläche. Es weist im Unterschied zum Hauptobjekt völlig andere kleinklimatisch-strukturelle Voraussetzungen auf, die zu einer stark abweichenden, fulminanten Sukzessionsdynamik führten.

Bereits 3 Jahre nach dem Brandereignis hatten sich auf der Stichprobenfläche 126 35.800 Individuen je ha etabliert. Bis 2008 stieg die Gesamtindividuenzahl auf 44.300 Stck/ha. Im dritten Abschnitt verringerte sie sich aufgrund der entstandenen inter- und insbesondere intraspezifischen Konkurrenzsituation auf 29.000 Stck/ha (Abb. 4).

Die Baumarten-Phasen der Hauptfläche (Kap. 5.1.1, Abb. 2) sind lediglich marginal erkennbar. Mit 2.100 GKI/ha im Abschnitt 2003 bis 2008 und 1.500 AS/ha im Abschnitt 2008 bis 2014 waren die jeweiligen Baumarten-Individuenzahlen auf der Stichprobenfläche 126 (Brandloch) größer als auf der Hauptfläche in den adäquaten Sukzessionsphasen II und III (Abb. 4). Gleichwohl spielten diese Baumartenanteile auf der Stichprobenfläche 126 mit 5 % GKI in der Phase 2003 bis 2008 und 5 % AS in der Phase 2008 bis 2014 eine untergeordnete Rolle (Abb. 5). Entscheidend auf dieser Sukzessionsfläche war bislang die überragende Bedeutung der Gemeinen Birke als dominanter und dauerhafter Bestandteil der sekundären Sukzession.

Größe und Form der Sukzessionsfläche beeinflussen demnach ganz entscheidend die Baumartenzusammensetzung der sekundären Sukzession und die Sukzessionsgeschwindigkeit, gemessen an der Individuendichte. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere folgende Faktoren hierfür maßgeblich sind:

- die ausgeglicheneren mikroklimatischen Bedingungen,
- die Schutzwirkung der vom Brand unberührten Randbestockung,
- kurze Transportwege für Diasporen,
- rasche bodenbiologische Migration bzw. Remigration.

5.1.3 Räumliche Verteilung der Sukzession im Jahr 2014

Neben den auf der Gesamtfläche ermittelten Individuenzahlen ist für die Beurteilung der Sukzessionsdynamik und des Sukzessionsfortschrittes die räumliche Verteilung der sekundären Sukzession wesentlich. Abb. 6 verdeutlicht, dass die sukzessive Wiederbesiedlung der Fläche bislang ausgesprochen heterogen verlief und sowohl geschlossene als auch lückige Teilareale entstanden sind. Während vor allem die Randbereiche der Waldbrandfläche zügig und individuenreich besiedelt wurden, verläuft die sukzessive Wiederbewaldung im Flächenzentrum deutlich schleppender.

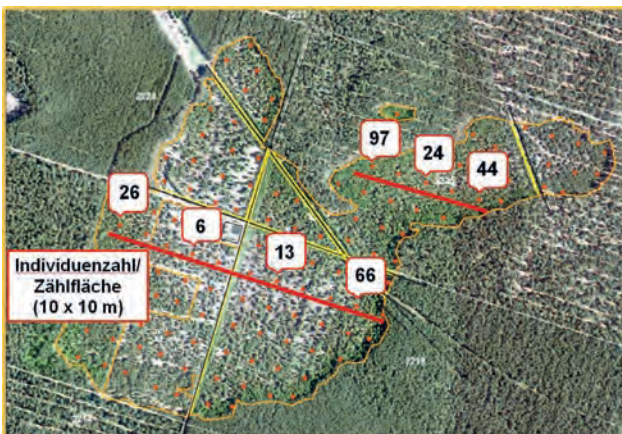


Abb. 6: Räumliche Verteilung der Sukzession 15 Jahre nach dem Brandereignis – Luftbild 2015, Individuenzahlen aus der Erhebung im Jahr 2014

Die Individuenzahlen auf ausgewählten Transekten bestätigen diesen Sachverhalt. So verringerte sich im Jahr 2014 die Individuendichte auf dem südlichen Transekt von 26 Stck/Stichprobenfläche am westlichen Flächenrand auf 6 Stck/Stichprobenfläche im Flächenzentrum und stieg bis zum östlichen Flächenrand wieder auf 66 Stck/Stichprobenfläche an. Sogar der Transekt auf der gezäunten schlauchförmigen Teilfläche im Nordosten des Brandbereiches wies in der Flächenmitte mit 24 Stck/Stichprobenfläche die weitaus geringste Individuendichte auf. Die insgesamt heterogene räumliche Verteilung lässt sich demnach nicht ausschließlich mit dem Faktor „Zäunung“ begründen. Ursächlich zu nennen sind vielmehr die mit der Entfernung vom Brandflächenrand zunehmenden sukzessionshemmenden mikroklimatischen Rahmenbedingungen wie fehlende Windruhe und ausgeprägtere Temperaturextreme und die vglw. weite Transportentfernung für Diasporen sowie die Gefahr einer Verblasung derselben.

Die Abb. 7.1 bis 7.3 belegen die deutliche räumliche Heterogenität der sukzessiven Wiederbesiedlung auf der Fläche. Im Flächenzentrum (Parzelle 71) waren auch im 15. Jahr nach dem Brandereignis noch immer lückige Teilareale feststellbar (Abb. 7.1). Im südöstlichen und vor allem im nördlichen Randbereich der Brandfläche entwickelten sich demgegenüber individuenreiche Waldbilder (Abb. 7.2 und 7.3). Insbesondere auf Parzelle 50 (Abb. 7.3) gleicht der Entwicklungsstand der Sukzession strukturell bereits weitgehend birkendominierten Waldökosystemen aus künstlicher Verjüngung auf ungestörten Waldflächen.

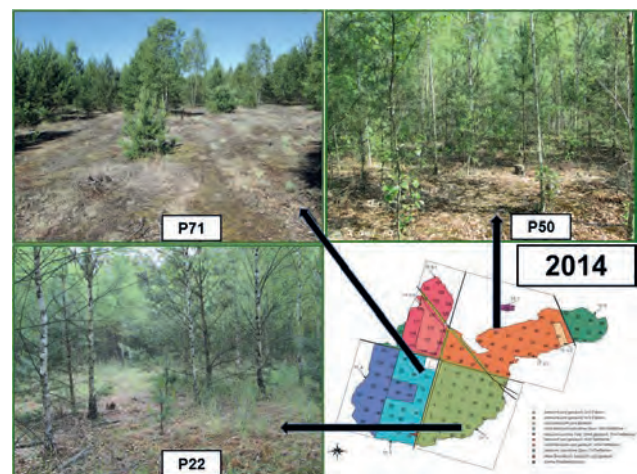


Abb. 7.1 Sekundäre Sukzession auf der untersuchten Brandfläche im Jahr 2014 - lückig-sporadische Sukzession im Flächenzentrum (Parzelle 71)

Abb. 7.2: Sekundäre Sukzession auf der untersuchten Brandfläche im Jahr 2014 - Sukzession am Südostrand der Brandfläche (Parzelle 22)

Abb. 7.3: Sekundären Sukzession auf der untersuchten Brandfläche im Jahr 2014 - individuenreiche birkendominierte Sukzession am Nordrand der Brandfläche (Parzelle 50)

5.1.4 Höhendifferenzierung der sekundären Sukzession

Ein weiteres wesentliches Merkmal zur Beschreibung der Besiedlungsdynamik ist die Höhenstruktur der sekundären Sukzession (Abb. 8). Die Gesamtindividuenzahlen nahmen

erwartungsgemäß in den Aufnahmejahren 2003 und 2008 von der Höhenstufe > 0 bis 50 cm bis zur Höhenstufe > 200 bis 500 cm ab. Die Höhenstufe > 500 cm war an beiden Zeitpunkten nicht belegt. Im Jahr 2014 waren erstmals sowohl die Gesamtindividuenzahl als auch der Individuenzugewinn in der Höhenstufe > 0 bis 50 cm geringer als die entsprechenden Werte der Höhenstufe > 50 bis 200 cm. Möglicherweise führte der zunehmende Kronenschluss, insbesondere in den Flächenrandbereichen, zu einer Verlangsamung der Neuetablierung von Sukzessionsexemplaren. Zudem erreichten erstmals Teile der Sukzession die Höhenstufe > 500 cm (ø 867 Stck/ha).

Hervorzuheben ist, dass in den Höhenstufen > 0 bis 50 cm und > 50 bis 200 cm des Jahres 2014 mit summarisch ø 2.740 Stck/ha 65,77 % der in diesem Jahr ermittelten Individuen eine Höhe < 200 cm aufwiesen. Somit befinden sich im 15. Jahr nach dem Brandereignis noch immer fast 2/3 alle Sukzessionsindividuen im Verbissbereich des Schalenwildes. Um die Sukzessionsdynamik weiterhin waldbaulich optimal nutzen zu können, ist es daher unumgänglich, den Schalenwildbestand dauerhaft und der Verjüngungssituation angemessen herunterzeregeln oder den Wildzaun deutlich länger zu erhalten resp. erst nach Entwicklung einer annähernd flächigen waldbauwirtschaftlich und -ökologisch vertretbaren Struktur rückzubauen. Denkbar ist zudem eine Verkleinerung der gezäunten Areale resp. die Auszäunung der bereits erfolgreich wiederbesiedelten und gesicherten Teilareale.

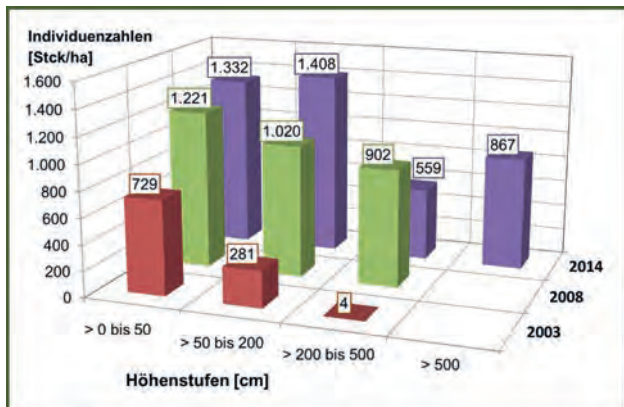


Abb. 8: Entwicklung der Höhendifferenzierung in der sekundären Sukzession – alle Baumarten

5.2 Einfluss von Zäunung und Restholzbelassung auf die Sukzessionsdynamik

5.2.1 Einfluss der Zäunung

In einem weiteren Schritt wurde geprüft, ob bzw. inwiefern die Variationsfaktoren „Zaunschutz“ und „Restholzbelassung“ den Sukzessionsverlauf beeinflusst haben. Zunächst erfolgt die Analyse der Untersuchungsergebnisse zum Einfluss der Zäunung (Abb. 9.1 und 9.2).

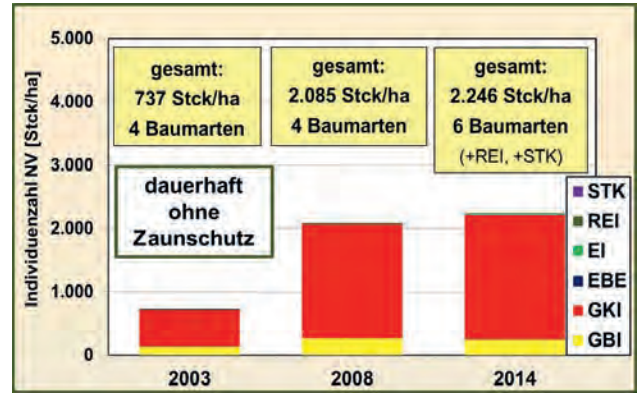


Abb. 9.1: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung der sekundären Sukzession – dauerhaft ungezäunte Teilareale

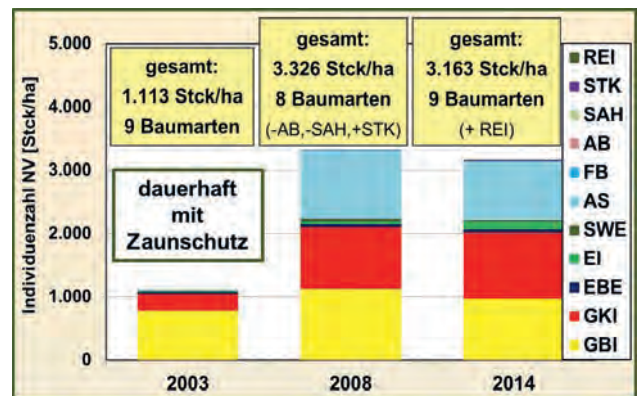


Abb. 9.2: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung der sekundären Sukzession – dauerhaft gezäunte Teilareale

In den **dauerhaft ungezäunten Teilarealen** der Brandfläche wurden im Jahr 2003 ø 737 Stck/ha und 4 Baumarten festgestellt (Abb. 9.1). Bis 2008 blieb die Anzahl der Baumarten konstant, die Gesamtindividuenzahl erhöhte sich auf ø 2.085 Stck/ha. Im Zeitraum bis 2014 erfolgte eine moderate Erhöhung beider Werte (ø 2.246 Stck/ha, 6 Baumarten). Bei den hinzugekommenen zwei Baumarten handelte es sich um Spätblühende Traubenkirsche und Rot-Eiche. Das Sukzessionsgeschehen wurde in den ungezäunten Teilarealen deutlich von Gemeiner Kiefer dominiert. Die Gemeine Birke spielte mit einem Anteil von 19,1 % im Jahr 2003, 12,8 % im Jahr 2008 und 10,7 % im Jahr 2014 eine untergeordnete und zudem weiter abnehmende Rolle in der Baumartenzusammensetzung dieser untersuchten Teilvariante. Die abnehmenden Birkenanteile verdeutlichen einerseits die mikroklimatisch und standörtlich positiven sukzessionsvorbereitenden Effekte der Birke und andererseits, dass die Gemeine Kiefer auf diesen Brandflächenteilen ihre Dominanz weiter ausbaut. Weitere marginal beteiligte Baumarten waren die Eiche und die Eberesche.

Auf den **dauerhaft gezäunten Flächenteilen** waren erwartungsgemäß durchgängig höhere Gesamtindividuenzahlen feststellbar als auf den ungezäunten Teilflächen. Wesentlich ist die Quantifizierung dieser Differenz. Von 2003 bis 2008 verdreifachte sich fast die Gesamtindividuenzahl auf ø 3.326 Stck/ha und verringerte sich danach in der Sukzessionsphase bis 2014, bedingt durch inter- und intraspezifische Kon-

kurrenz, geringfügig auf \varnothing 3.163 Stck/ha. Trotz der geringen Nährstoffausstattung der Sukzessionsstandorte waren in dieser Teilvariante stets 8 bis 9 beteiligte Baumarten nachweisbar (Abb. 9.2). Im Unterschied zum ungezäunten Teil der Brandfläche war jedoch die Gemeine Birke bislang aufgrund des Zaunschutzes ein zentraler Bestandteil der Sukzessionsdynamik, auch wenn sich ihr Anteil von 70,4 % im Jahr 2003 auf 33,8 % im Jahr 2008 und 30,5 % im Jahr 2014 deutlich verringerte. Der Anteil der Gemeinen Kiefer stieg im selben Zeitraum von 23,5 % (2003) auf 33,3 % (2014). Die Baumart Aspe prägte ausschließlich im gezäunten Teil der Brandfläche das Sukzessionsgeschehen, was auf eine sehr hohe Verbissgefährdung dieser Baumart schließen lässt. Während die Aspe im Jahr 2003 noch eine marginale Rolle spielte (0,81 %), lag in der gezäunten Teilvariante im Jahr 2014 der Aspenanteil bei 29,3 %. Erwähnenswert ist ferner, dass die Eiche im Jahr 2014 mit \varnothing 119 Stck/ha am Sukzessionsgeschehen beteiligt war – trotz anhaltender Freiflächenlage und ungünstigen standörtlichen Voraussetzungen (vgl. Kap. 4 und 6.1).

Schlussendlich lag insgesamt der Individuenabschlag aufgrund fehlenden Zaunschutzes 2003 bei 34 % und 2008 bei 37 %. Im Jahr 2014 näherten sich die Individuenzahlen beider Varianten um 8 % an, so dass sich die Differenz auf 29 % verringerte. Im Umkehrschluss lag demnach die Individuenzahl der ungezäunten Teilvariante im Jahr 2014 bei 71 % jener der gezäunten Teilvariante.

Die Ergebnisse zum Einfluss der Zäunung auf das Sukzessionsgeschehen zeigen, dass sich die Unterschiede in der Sukzessionsstruktur beider Varianten im Untersuchungszeitraum zwar verringert haben, bzgl. der Individuenzahl und der Baumartenvielfalt jedoch nach fast 15 Jahren noch immer deutlich erkennbar waren. Die Luftbildaufnahmen der Jahre 2006 und 2015 bestätigen diese Aussage (Abb. 10.1 bis 10.4).

Im Luftbild aus dem Jahr 2006 heben sich die ungezäunten Areale im zentralen Teil und im Nordosten der Brandfläche aufgrund der verzögerten Neubesiedlung und der daraus resultierenden hellgrauen Färbung deutlich von den gezäunten und individuenreicher besiedelten Flächenteilen ab (Abb. 10.1). Das Luftbild aus dem Jahr 2015 belegt, dass sich nunmehr auch in den noch 2006 nicht oder sehr spärlich besiedelten Bereichen sekundäre Sukzession einfand (Abb. 10.2), die jedoch vor allem im zentralen ungezäunten Flächenteil lückiger ist als im gezäunten Teil der Brandfläche. Zudem ist im vergrößerten Ausschnitt des Nordostabschnitts der Brandfläche (Abb. 10.3 und 10.4) erkennbar, dass der Wildzaun das Sukzessionsgeschehen in zwei völlig unterschiedliche Waldökosystementwicklungen getrennt hat. Vor allem das Luftbild aus dem Jahr 2015 (Abb. 10.4) verdeutlicht die Langzeitwirkung der Einflussnahme des Schalenwildes. Während die im Luftbild erkennbaren dunkelgrünen Kronen außerhalb des Zaunes eine kieferndominierte Waldentwicklung anzeigen, beweisen die grün-hellgrünen Kronen innerhalb des Zaunes eine

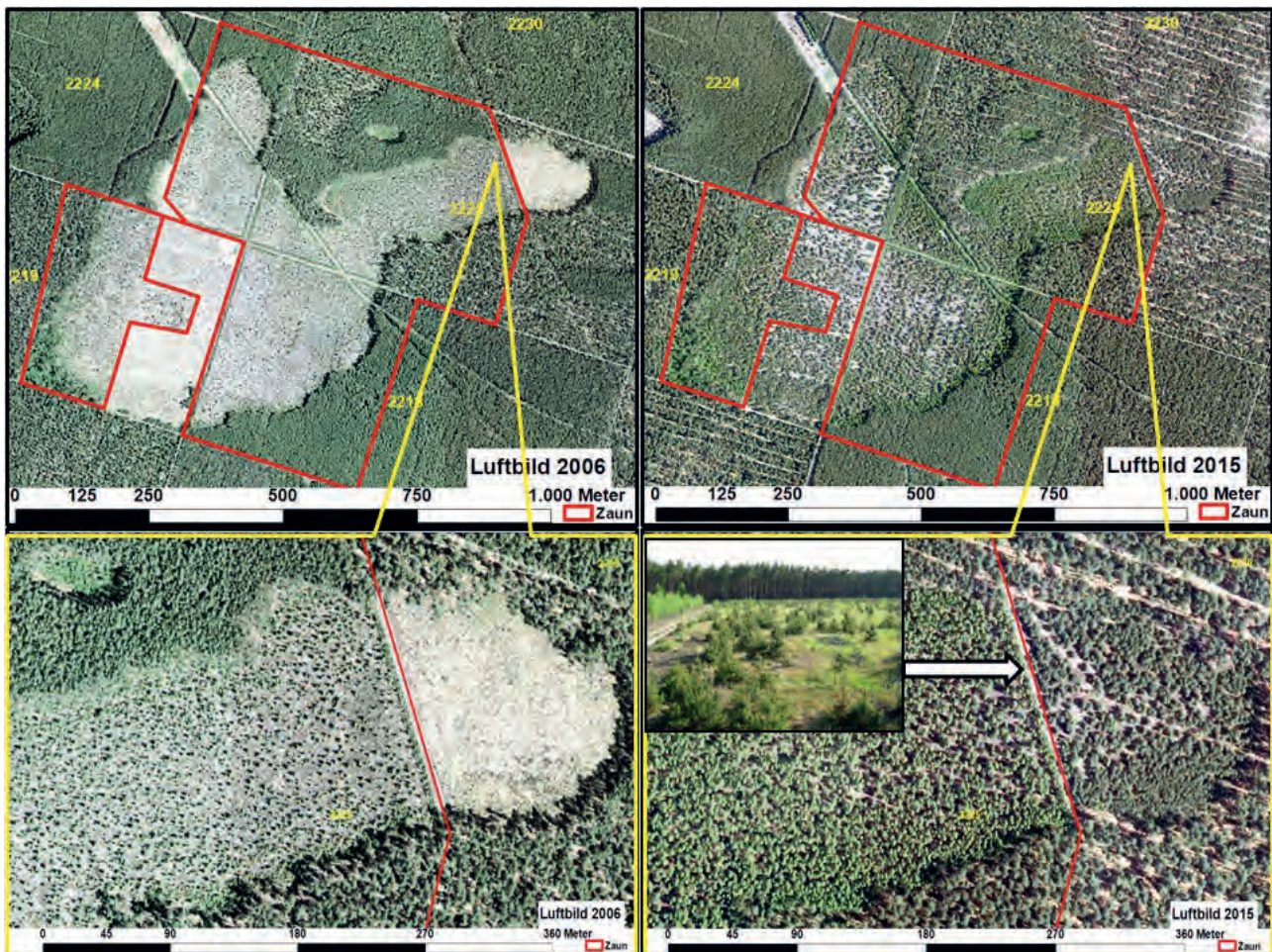


Abb. 10.1 bis 10.4: Unterschiedliche Waldökosystementwicklungen in den Varianten mit und ohne Zäunung anhand der Luftbilder in den Jahren 2006 und 2015

deutliche Birken-Laubholz-Dominanz in der sekundären Sukzession. Das Fotodokument aus dem Jahr 2008 (Abb. 10.4) untermauert diesen Nachweis.

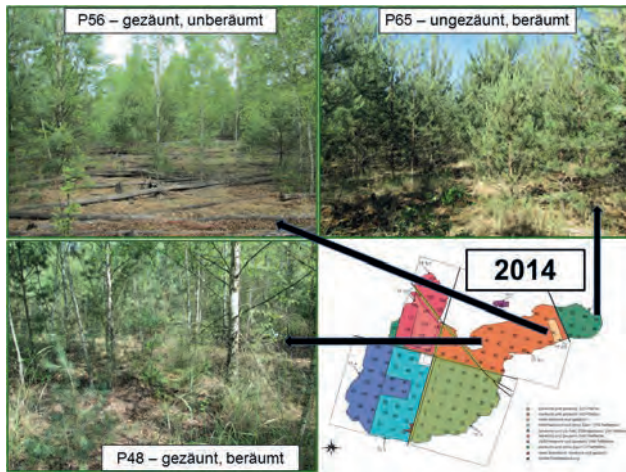


Abb. 11.1: Lückige, birkendominierte Sukzession im gezäunten und punktuell unberäumten nordöstlichen Teil der Brandfläche im Jahr 2014 (Parzelle 56)

Abb. 11.2: Geschlossene birkendominierte Sukzession im nördlichen gezäunten und beräumten Teil der Brandfläche im Jahr 2014 (Parzelle 48)

Abb. 11.3: Kieferndominierte Sukzession im nordöstlichen ungezäunten Teil der Brandfläche im Jahr 2014 (Parzelle 65)

Die Abb. 11.1 bis 11.3 entstanden im Jahr 2014 und dokumentieren die Langzeitwirkung des Wiedereinflusses auf die Waldökosystementwicklung. Abb. 11.1 und 11.2 zeigen exemplarisch die Laubholzdominanz der Bestockung im gezäunten nordöstlichen und nördlichen Flächenteil. Vor allem anhand der Abb. 11.2 ist nachweisbar, dass mit maßgeblicher Begünstigung eines Zaunschutzes zumindest im Flächenrandbereich innerhalb von max. 15 Jahren geschlossene, strukturierte Waldbilder entstehen können, die jenen ungestörter Waldentwicklungen funktional ebenbürtig sind. Außerhalb des Zaunes dominiert hingegen die offenbar weniger verbissensensitive Gemeine Kiefer deutlich das Sukzessionsgeschehen und die Waldökosystementwicklung (Abb. 11.3).

5.2.2 Einfluss der Restholzbelastung

Der zweite Variationsfaktor bei den Untersuchungen war der Einfluss der Restholzbelastung auf die Sukzessionsdynamik. Nach dem Brandereignis verblieben auf der Gesamtfläche zum einen Teilareale, die nahezu unberäumt dem Sukzessionsgeschehen überlassen wurden. In einigen Fällen konnten noch sägefähige Stammfußabschnitte verwertet werden. Das nicht beräumte Restholz setzte sich jedoch überwiegend aus Fragmenten einer ehemaligen Kieferndickung und ehemaliger Kiefernstangenhölzer zusammen. Zum anderen wurde vor allem der gesamte südöstliche und der überwiegende nordöstliche Brandflächenteil nicht beräumt, was zu einer flächigen Freilage des Mineralbodens in diesen Bereichen führte.

Im Weiteren werden zunächst Teile der Stichprobenergebnisse auf den **unberäumten Flächenteilen** vorgestellt (Abb.

12.1). Die Erstaufnahme im Jahr 2003 ergab eine Individuenzahl von \varnothing 400 Stck/ha, die sich zu 66,7 % aus Gemeine Kiefer und 29,2 % aus Gemeiner Birke zusammensetzte. Ferner waren die Baumarten Eiche, Eberesche und Sal-Weide beteiligt. Nach 2003 stiegen Individuenzahl und Baumartenanzahl kontinuierlich an. Im Jahr 2008 waren auf dieser Teilvariante \varnothing 1.195 Stck/ha, bestehend aus den genannten Baumarten zzgl. Aspe und Spätblühender Traubenkirsche nachweisbar. Im Zuge der Erhebung im Jahr 2014 konnten \varnothing 1.752 Stck/ha mit beteiligten 8 Baumarten (analog 2008, zzgl. Rot-Eiche) festgestellt werden. Die Baumarten der sekundären Sukzession setzten sich 2014 vornehmlich aus Gemeiner Kiefer 53,2 %, Aspe 28,8 % und Gemeine Birke 13,7 % zusammen.

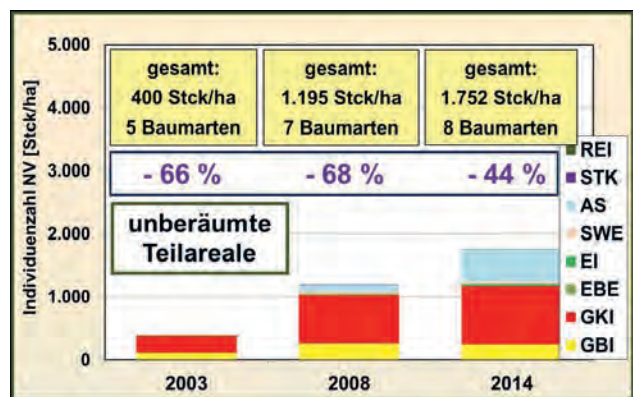


Abb. 12.1: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung der sekundären Sukzession – dauerhaft unberäumte Teilareale

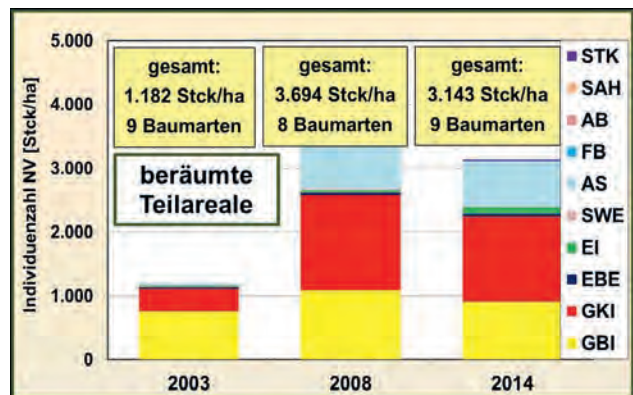


Abb. 12.2: Entwicklung der Baumartenzusammensetzung der sekundären Sukzession – dauerhaft beräumte Teilareale

Die von teilverbranntem Restholz komplett **beräumten Flächenteile** wiesen mit 1.182 Stck/ha und 3.694 Stck/ha in den Jahren 2003 und 2008 im Vergleich zur unberäumten Variante die zunächst nahezu dreifache durchschnittliche Individuendichte auf (Abb. 12.2). Bis 2014 verringerte sich dieser Wert, vermutlich bedingt durch teilflächenweisen Bestockungsschluss und die damit einhergehende intra- und interspezifische Konkurrenz, auf 3.143 Stck/ha. Die Bestockung in dieser Teilvariante setzte sich durchgängig aus 8 bis 9 Baumarten zusammen. Im Unterschied zur unberäumten Teilvariante kehrten sich jedoch die Baumartenanteile von Kiefer und Birke auf den beräumten Teilarealen um. Im Jahr 2003 betrug der Anteil der Gemeinen Birke 64,0 % und der Gemeine Kiefer 30,5 %. Bis 2014 erhöhte sich der Kieferanteil auf 42,4 %, der Anteil der Birke sank auf 29,1%. Im

gleichen Zeitraum stieg der Aspenanteil von 0,7 % (2003) auf 22,7 % (2014). Zudem fällt die stetige Zunahme der Spätblühenden Traubenkirsche auf, auch wenn deren Anteil insgesamt noch marginal ist (2003: 0 Stck/ha, 2008: 4 Stck/ha, 2014: 20 Stck/ha).

Eine entscheidende Prognose im Hinblick auf die weitere Sukzessionsdynamik lässt sich aus der Individuendifferenz zwischen den Teilvarianten ableiten. So führte die Belassung des Restholzes noch im Jahr 2008 zu einem Individuenabschlag von 68 %. Bis 2014 hatten sich jedoch die Individuenzahlen um 24 % angenähert, so dass der Individuenabschlag der unberäumten Teilvariante nur noch 44 % betrug. Damit entsprach die Individuenzahl der unberäumten Teilvariante im Jahr 2014 56 % des Wertes der beräumten Teilvariante. Von einer Fortsetzung dieser Tendenz ist auszugehen. Obwohl die Individuendifferenz im Jahr 2014 noch beträchtlich war, zeigt die rasche Annäherung der Individuenzahlen beider Varianten, dass der Sukzessionsvorsprung der Variante „beräumt“ nach ca. einer Entwicklungsdekade zunehmend und deutlich schmilzt.

Die Beräumung des Restholzes wirkte demnach hinsichtlich der Individuenzahl zunächst sukzessionsfördernd. Das Ergebnis überrascht insofern, da auf unberäumten Brandflächen in Bodennähe ein ausgeglicheneres Mikroklima unterstellt werden kann als auf beräumten Flächen(teilen). Diese Unterstellung impliziert, dass ein Verbleib von Restholz bodennah zu erhöhter Windruhe und im Oberboden zu erhöhter Substratfeuchte führt sowie die Gefahr der Diasporenverblasung verringert wird. Zudem sind die unberäumten Flächenteile gezäunt. Sukzessionshemmender Wildeinfluss war demnach auszuschließen. Für die bislang geringeren Individuenzahlen auf unberäumten Teilflächen sind offenbar zwei Ursachen entscheidend:

1. Die vom Restholz bedeckten Flächenteile reduzierten die effektiv nutzbare Verjüngungsfläche. Im Umkehrschluss resultiert der Sukzessionsvorsprung in der beräumten Variante aus der freien Verfügbarkeit der gesamten Fläche für sukzessive Prozesse.
2. Im unberäumten Teil der Brandfläche blieb die unter Pkt. 6.1 beschriebene, sukzessionshemmende Oberflächenverkrustung länger erhalten als im beräumten Teil. Im Zuge der Restholzberäumung wurden hingegen die entsprechenden Flächenteile befahren und damit die verjüngungshemmende Mineralbodenauflage zerbrochen. Dieser Effekt hat die Verjüngungsfreudigkeit der restholzberäumten Teilareale deutlich verbessert.

Abgesehen von den unterschiedlichen Anteilen der Hauptbaumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke am Sukzessionsgeschehen wies hingegen die Baumartenzusammensetzung beider Varianten keine grundsätzlichen strukturellen Unterschiede auf. In der Variante „beräumt“ wurden im Jahr 2014 marginale Anteile der Baumarten Spitz-Ahorn (1 Stck/ha) und Faulbaum (6 Stck/ha) festgestellt, die im unberäumten Flächenteil nicht nachweisbar waren. Die Rot-Eiche (4 Stck/ha) wurde nur in der Variante „unberäumt“ erfasst.

Aus der unterschiedlichen Individuenentwicklung in den beräumten und unberäumten Teilarealen lässt sich gleichwohl eine grundsätzliche Beräumungsempfehlung auf Wald-

brandflächen nicht ableiten. Die Beräumung dieser Flächen ist ein vielschichtiger waldbaulicher Sachverhalt und bedarf der Abwägung der Vorzüge und Nachteile der Restholzberäumung nach Brandereignissen.

Insbesondere sind zu berücksichtigen:

Ausgewählte Vorteile der Restholzberäumung:

- größere besiedelbare Sukzessions-Potenzialfläche,
- bei künstlicher Verjüngung bzw. Ergänzung (plätzeweise oder flächig) verbesserte Flächenbegebarkeit und technischer Flächenzugang incl. der Möglichkeit maschineller Pflanzung, Gewährleistung besserer Arbeitschutzbedingungen,
- Aufbrechen der kristallinen Mineralbodenauflage, prophylaktische forstsanitäre Wirkung vor allem durch Beseitigung disponierter Kiefern in den Brandrandbereichen (z. B. Blauer Kiefernprachtkäfer, Borkenkäferarten),

Ausgewählte Nachteile der Restholzberäumung:

- Bodenverdichtung durch (flächige) Befahrung,
- zusätzlicher Verlust organischen Materials, Nährstoffentzug, Störung ökosystemarer Stoffkreisläufe drastischer und anhaltender als bei Restholzverbleib,
- ungünstigeres Mikroklima im Vergleich zu unberäumten Teilarealen,
- Zerstörung der verbliebenen Habitatstrukturen.

Letztendlich führt die Zusammenschau der genannten Vor- und Nachteile einer Restholzberäumung nach großflächigen Waldbrandereignissen zu folgendem Ergebnis: Ein wesentliches Ziel der weiteren waldbaulich-waldökologischen Entwicklung besteht darin, die standortsökologische Situation nach dem Brandereignis (vgl. Kap. 6.1) zu stabilisieren. Die Beräumung von (teil)verbranntem auf der Brandfläche verbliebenem Restholz ist deshalb zu minimieren und auf forstsanitäre und ökonomische Schwerpunkte zu konzentrieren. Bei dieser Betrachtung ist zudem zu berücksichtigen, dass sich der Sukzessionsvorsprung der beräumten Variante nach einer Dekade zunehmend verringert. Im Falle sukzessiver Wiederbesiedlung führen Verzicht oder Einschränkung der Beräumung von Restholz daher lediglich zu einer Verlängerung des Verjüngungszeitraumes. Langfristig ist von einer strukturellen Annäherung der Waldentwicklung beider Varianten auszugehen.

Wesentlich erscheint, den zerstörten oder gestörten Waldökosystemen, vor allem nach großflächigen Brandereignissen, die Zeit zu gewähren, die sie für die „Regeneration“ resp. die Wiederherstellung intakter Stoffkreisläufe benötigen und hierfür die bestmöglichen Voraussetzungen zu schaffen.

Die Abb. 13.1 und 13.2 dokumentieren am Beispiel der unberäumten Parzelle 111 den Entwicklungsstand der sekundären Sukzession zum Zeitpunkt 2008 und die Entwicklung bis zum Jahr 2014. Obwohl die Parzellen gezäunt sind, und die Transportentfernung für Diasporen der Hauptsukzessionsbaumarten Gemeine Kiefer, Gemeine Birke und Aspe überwindbar erscheint, wurden die unberäumten Parzellen in der ersten Dekade nach dem Brandereignis zunächst nur spärlich besiedelt. Die Abb. 13.3 und 13.4 zeigen jedoch,

dass sich nach der ersten Dekade die Sukzessionsdynamik verbesserte und die sekundäre Sukzession nunmehr auch die unberäumten Teilareale zunehmend eroberte. Ferner wird deutlich, dass sowohl in den unberäumten als auch in den beräumten Flächenteilen Gemeine Kiefer, Gemeine Birke und Aspe die Hauptsukzessionsbaumarten sind.



Abb. 13.1 und 13.2: Entwicklung der sekundären Sukzession von 2008 bis 2014 im unberäumten Flächenteil (Parzelle 111)

5.3 Vitalität und Qualität – ausgewählte Merkmale

Im Jahr 2014 erfolgten auf jeweils 4 ausgewählten Stichprobenflächen je Variante (gesamt: 26 Stichprobenflächen) erstmals zusätzliche Erhebungen zur Beurteilung der Vitalität, der Qualität und der Wüchsigkeit der sekundären Sukzession. Die Aufnahmen wurden an Sukzessionsexemplaren im Höhenbereich $\geq 2,0$ m durchgeführt und baumartenspezifisch ausgewertet. Im Weiteren werden exemplarisch Ergebnisausschnitte der Merkmale Kronenentwicklung (als Vitalitätsweiser) und Astigkeit (als Qualitätsweiser) vorgestellt und der wachstumskundliche Rahmen skizziert.

5.3.1 Kronenentwicklung als Vitalitätsweiser

Die Kronenentwicklung wird nachfolgend anhand der mittleren Kronenradien und -längen der Baumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke dargestellt. Die Daten der Gemeinen Birke in der Variante „nicht beräumt und gezäunt“ wurden bei der Durchschnittswertberechnung über alle gemessenen Individuen nicht einbezogen. Es stellte sich heraus, dass diese Variante im Einzelfall kausal nicht sicher erklärbare Werte enthielt.

Die **Kronenradien** der beiden Baumarten weisen mit $\varnothing 1,06$ m bei der Gemeinen Birke und $\varnothing 1,30$ m bei der Gemeinen Kiefer 24 cm Radienunterschied auf (Abb. 14.1). Innerhalb der dargestellten Varianten wurden bei der Gemeinen Birke mittlere Kronenradien von $\varnothing 0,77$ m (beräumt, nicht gezäunt) bis $\varnothing 1,22$ m (beräumt, gezäunt) und $\varnothing 1,73$ m (nicht beräumt, gezäunt) ermittelt. Bei der Baumart Gemeine Kiefer reichen die mittleren Kronenradienwerte der Varianten von $\varnothing 1,13$ m (beräumt, gezäunt) bis $\varnothing 1,35$ m (beräumt, nicht gezäunt) und $\varnothing 1,54$ m (nicht beräumt, gezäunt). Die nicht statistisch absicherbare Differenz zwischen den mittleren Kronenradien beider Baumarten könnte darauf hindeuten, dass die Gemeine Kiefer den verfügbaren Standraum effizienter und konsequenter für die horizontale Kronenexpansion zu nutzen vermag als die Gemeine Birke.

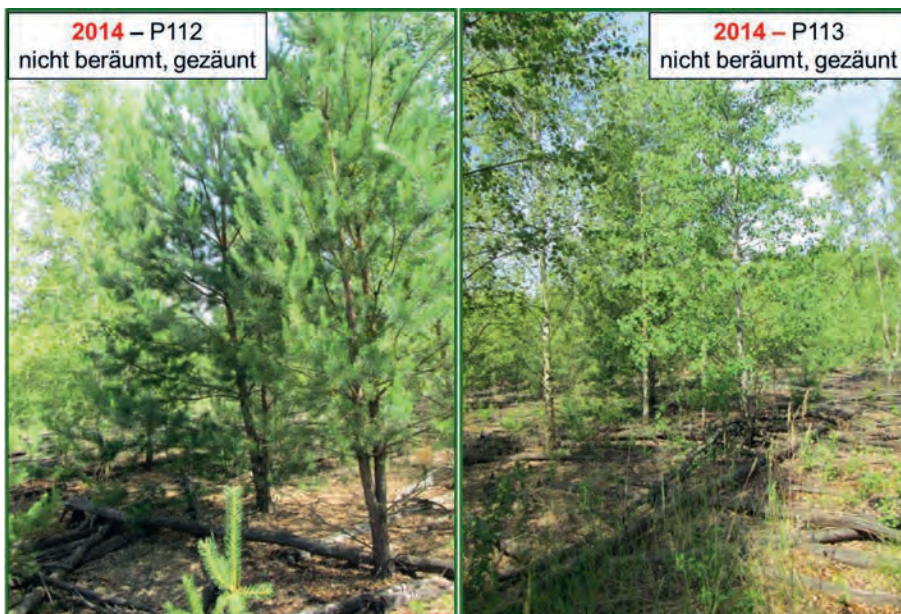


Abb. 13.3 und 13.4: Zunehmende sekundäre Besiedlung in den unberäumten Parzellen (Parzellen 112 und 113)

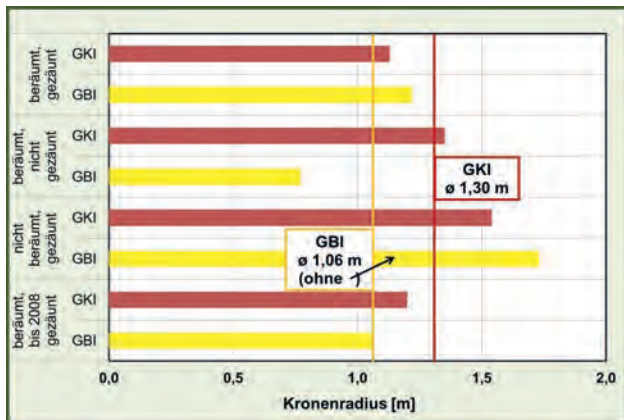


Abb. 14.1: Mittlerer Kronenradius der Sukzessionsbaumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke in den Varianten und gesamt

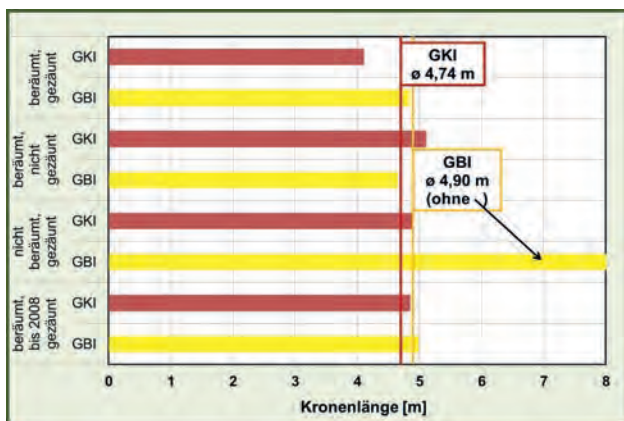


Abb. 14.2: Mittlere Kronenlänge der Sukzessionsbaumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke in den Varianten und gesamt

Für eine waldbauliche Bewertung der Kronenparameter wurden adäquate Kronenmesswerte einer Versuchsfläche des BERGMANN'schen Kiefern-Standraumversuches (BERGMANN et al. 2007, STÄHR und HAINKE 2009) herangezogen. Es handelt sich dabei um Kiefern-Kunstverjüngung, die hinsichtlich Alter und Individuendichte der sekundären Sukzession auf der Brandfläche ähnelt, gleichwohl aber ein gleichaltriger Reinbestand ist (Tab. 1).

Zum Zeitpunkt der Erhebung der beschriebenen Bestandesmerkmale wurde im kunstverjüngten Vergleichsbestand ein durchschnittlicher Kronenradius von \varnothing 0,76 m ermittelt. Dieser Wert liegt bei lediglich 58 % des mittleren Kronenradius' der sukzessiv angekommenen Kiefern. Die natürlich verjüngten Kiefern der Sukzession wiesen demnach im Vergleich zum künstlich begründeten Kiefernbestand eine deutlich höhere horizontale Kronenexpansion auf. Das ist auf die teilweise lückige Individuenverteilung, die vertikale Struktur der sekundären Sukzession und das daraus resultierende höhere Expansionspotenzial für die Kiefernkrone zurückzuführen. Ausgehend vom Merkmal Kronenradius als Vitalitätsweiser sind die Daten als Indikatoren für eine günstigere Entwicklung der individuellen Vitalität der natürlich verjüngten Kiefern auf der Brandfläche im Vergleich mit der Kiefernkunstverjüngung zu interpretieren.

Tab. 1: Parameter der Vergleichsfläche aus dem BERGMANN'schen Kiefern-Standraumversuch

Vergleichsbestand BERGMANN'scher Standraumversuch	
Waldort	Forstamt Pankow, Revier Prennden, Abt. 28 c, 30 c2
Baumarten(anteile)	Gemeine Kiefer, 100 %
Standort	Z2 m
Entstehung	Pflanzung
Alter [Jahre]	20
Individuenzahl [Stck/ha]	3.625
Mittlere Höhe [m]	8,13
Mittlerer Standraum [m ² /GKI]	2,76
Mittlerer Kronenradius [m]	0,76
Mittlere Kronenlänge [cm]	3,23

Im Hinblick auf die Messdaten der **Kronenlängen** ist der Durchschnittswert der Gemeinen Birke (\varnothing 4,90 m) geringfügig höher als jener der Gemeinen Kiefer (\varnothing 4,74 m) (Abb. 14.2). Auch die mittleren Variantenwerte schwanken nur geringfügig (GBI: 4,65 m bis 4,99 m, GKI: 4,11 m bis 5,11 m). Der Vergleich mit dem kunstverjüngten Kiefernreinbestand des BERGMANN'schen Standraumversuchs ergab eine deutlich geringere relative Differenz als der Kronenradiusvergleich. Mit \varnothing 4,23 m liegt die mittlere Kronenlänge der Kiefern des Vergleichsbestands bei 89,2 % des Wertes der Sukzessionskiefern.

Bei der Gegenüberstellung sukzessiv und künstlich initiiert Kiefernverjüngung erwies sich damit der Kronenradius standraumsensibler als die Kronenlänge. Allerdings deutet der Kronenlängenvergleich mit der konventionellen Kunstverjüngung auf eine mindestens ebenbürtige Vitalitätsentwicklung der Kiefern auf der Brandfläche hin.

5.3.2 Wachstumkundlicher Rahmen

Tab. 2 stellt den wachstumkundlichen Rahmen der Baumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke im Aufnahmejahr 2014 dar. Die im Höhenbereich > 2,0 m durchgeführten wachstumkundlichen Untersuchungen auf den ausgewählten Stichprobenflächen ergaben für die Gemeine Kiefer eine durchschnittliche Baumhöhe von 5,4 m und einen Höhenrahmen bis maximal 8,5 m. Der mittlere $D_{1,3}$ der erfassten Kiefern betrug 8,0 cm, der Maximalwert 17,0 cm.

Tab. 2: Wachstumkundliche Kennwerte und arithmetische Mittelwerte zur Astigkeit der Sukzessionsbaumarten Gemeine Kiefer und Gemeine Birke

Aufnahmebereich	gemessene Individuen [Stck ges.]	Ø Höhe max. Höhe [m]	Ø D _{1,3} max. D _{1,3} [cm]	lebende Äste		tote Äste		Gesamt Anzahl Äste/Segment
				Ø Anzahl/Segment	Ø Ast-DM [cm]	Ø Anzahl/Segment	Ø Ast-DM [cm]	
GKI bis 1,5 m	137	Ø 5,4 (max. 8,5)	Ø 8,0 (max. 17,0)	12	2,7	14	1,1	26
				> 1,5 bis 3 m	13	2,8	6	1,1
Summe				25		20		45
GBI bis 1,5 m	111	Ø 7,8 (max. 12,5)	Ø 7,1 (max. 16,0)	2	1,7	14	1,2	16
				> 1,5 bis 3 m	9	1,3	6	1,3
Summe				11		20		31

Bei der Baumart Gemeine Birke war fast 15 Jahre nach dem Brandereignis eine durchschnittliche Höhe von 7,8 m feststellbar. Die Maximalhöhe betrug 12,5 m. Die Erhebungen der Durchmesserwerte ergaben einen mittleren $D_{1,3}$ -Wert von 7,1 cm und einen Maximalwert von 16,0 cm.

5.3.3 Astigkeit als Qualitätsweiser

Das Merkmal „Astigkeit“ wurde in 1,5 m-Segmenten erhoben – ab einer Messschwelle von $\geq 2,0$ m. Das erste 1,5 m-Segment wurde demnach am Stammfuß beginnend erst untersucht, wenn das Messexemplar $\geq 2,0$ groß war. Das daran anschließende Segment ($> 1,5$ bis 3,0 m) diente der Qualitätsbeurteilung bis 3,0 m Höhe, setzt jedoch voraus, dass die Gesamthöhe mindestens 3,5 m beträgt.

Im Höhenbereich bis 3,0 m waren bei der Baumart Gemeine Kiefer durchschnittlich 25 lebende und 20 tote Äste feststellbar. Summarisch wiesen die ausgewählten Exemplare somit in diesem Höhenbereich durchschnittlich 45 Äste auf. Einerseits ist zunächst eine qualitätsmindernde Wirkung der hohen Astanzahl denkbar. Andererseits ergaben jedoch die Segmentmessungen an der Gemeinen Kiefer durchschnittliche Astdurchmesser (\varnothing Ast-DM) von < 3 cm (Tab. 2), so dass die Erziehung sägefähiger Holzsortimente derzeit erreichbar erscheint.

Die Gemeine Birke wies mit durchschnittlich 11 lebenden und 20 toten Ästen resp. insgesamt durchschnittlich 31 Ästen im Höhenbereich bis 3,0 m weniger Äste auf als die Gemeine Kiefer. Zudem war sie mit mittleren Astdurchmessern $< 2,0$ cm in den beiden erfassten Segmenten vergleichsweise feinstastiger.

Ausgehend von den Stichprobenerhebungen zum Qualitätsweiser „Astigkeit“ kann bislang davon ausgegangen werden, dass die sekundäre Sukzession perspektivisch einen Beitrag zu wirtschaftlichen Waldentwicklungszielen leisten kann.

5.4 Entwicklung der Bodenflora

Eine erhebliche Einschränkung für den Sukzessionsfortschritt auf Freiflächen ist die Vergrasung der Fläche. Insbesondere Sandrohr (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth) und mächtige Drahtschmieldecken (*Deschampsia flexuosa*) können den Sukzessionsverlauf erheblich hemmen und/oder bereits vorhandene Verjüngung durch die Entstehung von Mäusehabi-

taten gefährden. Im Weiteren liegt der Fokus daher auf der Ausbreitung des Sandrohrs, das sich zugleich im Untersuchungszeitraum als wichtigstes Bodenflorenelement erwies.

Abb. 15 stellt die Deckungsgrade des Sandrohrs auf den für die Bodenflorenenerhebungen ausgewählten Parzellen in den Jahren 2008 und 2014 dar.

An den Aufnahmepunkten I und II (links oben und rechts oben) hatten Sandrohr-Deckungsgrade von < 10 %, die sich zudem weiter verringern, auf das Sukzessionsgeschehen lediglich marginalen Einfluss. An den Erhebungspunkten III bis VI zeichnen sich zwei wesentliche Aussagen ab:

1. Bis zum Jahr 2008 stiegen die Deckungsgrade des Sandrohrs an und lagen 2008 im Wertebereich zwischen 30 und 70 %. Die waldbaulich-waldökologischen Bedenken hinsichtlich einer Flächenvergrasung mit sukzessionshemmender Folge scheinen sich zunächst zu bestätigen.
2. Von 2008 bis 2014 verringern sich jedoch die Deckungsgrade drastisch auf 5 bis 25 %. Ursache war der Sukzessionsfortschritt bzw. die Flächenbelegung und -beschattung durch Baumarten der sekundären Sukzession.

Ein Sonderfall ist der Aufnahmepunkt VII im gezäunten und birkendominierten nordöstlichen Teil der Brandfläche. Hier verdoppelte sich der vergleichsweise sehr geringe Deckungsgrad des Sandrohrs von 15 % im Jahr 2008 auf 30 % im Jahr 2014. Dieser Fakt überrascht zunächst, da die untersuchte Flächenpartie im Luftbild aus dem Jahr 2015 geschlossen und individuenreich erscheint. Abb. 6 belegt, dass die Bodenflorenparzelle VII trotz der erheblichen Abnahme der Individuenzahl von den Brandflächenrändern zur -mitte noch 24 Individuen je Parzelle (= 2.400 Individuen je ha) im Jahr 2014 aufwies. Da die Parzelle jedoch fast ausschließlich mit Birke bestockt ist und diese Baumart eine sehr lichtdurchlässige Krone hat, setzte sich der Vergrasungsprozess weiter fort. Die festgestellte Individuenanzahl war demnach auf der Parzelle VII nicht ausreichend, um den Vergrasungsfortschritt zu verlangsamen oder gar umzukehren.

Insgesamt hat sich jedoch auf dem Untersuchungsobjekt die Vermutung einer raschen, flächigen, dauerhaften und somit sukzessionsverzögernden Vergrasung weitgehend nicht bestätigt!

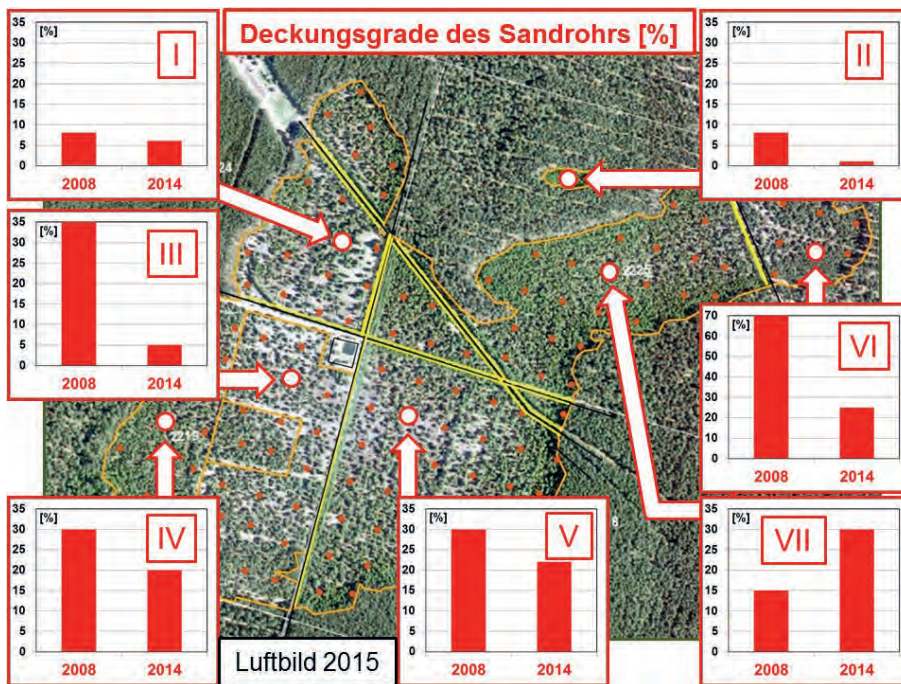


Abb. 15: Verteilung der Deckungsgrade des Sandrohrs auf der Brandfläche in den Jahren 2008 und 2014

6 Waldbauliche Bewertung

6.1 Sukzessionsrelevante standörtliche Besonderheiten

Die waldbauliche Bewertung der bisherigen sukzessiven Besiedlung und die Beurteilung der waldbaulichen Perspektive der sekundären Sukzession erfordern zunächst eine Benennung der waldbaulich relevanten standörtlichen Besonderheiten von Waldbrandflächen. Die Benennung bezieht sich auf die wesentlichen standörtlichen Besonderheiten der untersuchten Brandfläche.

Sukzessionsrelevante standörtliche Besonderheiten, die sich aus dem Brandereignis ergaben, waren:

1. Die Bildung einer z. T. kristallinen Kruste aus Asche, Humusresten und Mineralbodenpartikeln. Die kristalline Verkrustung war nach dem Brandereignis \varnothing ca. 1 cm stark war und deckte als feste Auflage den Mineralboden ab. Brandbedingte Verkrustungen sind stark hydrophob, hemmen die Bodendurchlüftung, erschweren angeflogenen Diasporen aufgrund ihrer schweren Durchdringbarkeit die Wurzelentwicklung (HETSCH 1980, ZUBER 1979) und wirken insgesamt sukzessionshemmend.
2. Hohe Verluste an organischer Substanz (WOHLGEMUTH et al. 2010). Die Verluste an organischer Substanz resultierten aus der Vernichtung der Humusaufgabe und Biomasseverlust. Es ist davon auszugehen, dass es durch die schubartige Freisetzung eines hohen Nährstoffangebotes einerseits und das Fehlen einer stetigen Nährelementnachlieferung andererseits (RIEK et al. 2008) zur Entkoppelung der kontinuierlichen ökosystemspezifischen Kreislaufprozesse kam. Zudem fanden horizontale und vertikale Nährstoffverlagerungen durch Sickerwasser und/oder Erosionsprozesse statt. Maßnahmen wie die flächige Befahrung und die damit verbundene Bodenverdichtung oder die Vollbaumernte

könnten die Entkoppelung der Stoffkreisläufe hinsichtlich Dauer und Intensität zusätzlich begünstigen.

3. Die temporäre pH-Wert-Anhebung (Aufbasung) durch den Verbleib von Asche auf der Fläche (WOHLGEMUTH et al. 2010).
4. Die extremen mikroklimatischen Rahmenbedingungen mit den daraus resultierenden Effekten wie Temperatur-extreme, fehlende Windruhe, hohe Verdunstungsverluste aber auch hohe Versickerungsraten.

6.2 Waldwirtschaftliche Perspektive

Bei der Ableitung einer waldwirtschaftlichen Perspektive auf der Grundlage der vorgestellten Ergebnisse zeigt sich, dass zwischen dem „brandenburgtypischen Kleinflächenwaldbrand“ einerseits und großflächigem Waldbrand andererseits differenziert werden muss.

a) Kleinflächiger Waldbrand mit einer Flächenausdehnung < 1,0 ha

Waldbrandflächen < 1,0 ha weisen auch auf leistungsschwachen Standorten im Bereich von A1-3 m/t bis Z2-3 m/t mit umgebenden Kiefern- und/oder Birkenbeständen sehr günstige Voraussetzungen für eine zügige Wiederbesiedlung mittels sekundärer Sukzession auf – insbesondere aufgrund folgender Faktoren:

- rasche Wiederherstellung der bodenbiologischen Prozesse,
- kurze Transportentfernungen für Diasporen,
- Schutzwirkung durch benachbarte Bestände (z. B. Frostschutz) und
- im Vergleich mit großflächigen Brandereignissen geringere mikroklimatische Extreme.

Die Beräumung dieser Flächen ist keine zwingende Voraussetzung für den Sukzessionserfolg. Sofern es zudem gelingt, die Zäunung von Verjüngungsflächen < 1,0 ha durch konsequente Bejagung zu ersetzen, besteht insgesamt auch waldbauwirtschaftlich eine günstige Ausgangslage für die Initiierung und Entwicklung einer neuen gemischten und strukturierten Waldgeneration.

Ungeachtet dessen können auf leistungsfähigeren typischen Brandflächenstandorten (u. a. Z2+, Z2g, Z1) Ergänzungen mit standortsangepassten Baumarten wie Stiel- und Trauben-Eiche, Robinie, Esskastanie bzw. heimischen und/oder fremdländischen standortsgerechten Nadelbäumen erwogen werden (STÄHR et al. 2006). Allerdings sollten Ergänzungen der sekundären Sukzession mit einem zeitlichen Verzug zum Brandereignis von > 4 Jahren erfolgen, um sie waldbaulich-waldökologisch-waldbauwirtschaftlich effizienter mit der räumlichen Struktur der sekundären Sukzession kombinieren zu können. Vor allem standörtlich geeignete, laubholzfähige Teilareale, die nach vier bis fünf Jahren noch immer sukzessionsfrei sind und auf denen die Verjüngungsfreudigkeit des Standortes aufgrund der Entwicklung verjüngungshemmender Bodenfloren (insbesondere Vergrasung) allmählich abnimmt, sind in diesem Zusammenhang zu präferieren.

Die Nutzung der Sekundärsukzession ist daher auf Flächen < 1,0 ha eine besonders naheliegende waldbauliche Option für die Initiierung wirtschaftlich interessanter Folgebestockungen.

b) Waldbrandflächen mit ausgeprägtem Freiflächencharakter

Für Waldbrandflächen mit ausgeprägtem Freiflächencharakter ergeben sich aus waldbaulich-waldbauwirtschaftlicher Sicht drei Optionen:

1. Ein zügiger Verjüngungsfortschritt durch monetäre Investition in eine **überwiegend künstliche Initiierung** der neuen Waldgeneration.
 - a. Vorteile: Dieses Vorgehen sichert einen gesteuerten resp. angestrebten Verjüngungsfortschritt hinsichtlich Verjüngungszeitraum und Baumartenzusammensetzung.
 - b. Nachteile: Es ist vglw. kostenintensiv, vor allem in Kombination mit den zumeist erforderlichen Zaunschutzmaßnahmen. Zudem ist die Investition aufgrund der standörtlichen Besonderheiten nach Waldbrandereignissen risikoreich.
2. Die Nutzung **ausschließlich ungenekteter Sukzessionsmechanismen**.
 - a. Vorteile: Das Verjüngungsgeschehen ist bei angepasster Wilddichte de facto kostenfrei; die weitere Waldentwicklung erfolgt mit bestmöglich standortangepassten Individuen und Baumarten.
 - b. Nachteile: Fehlende Steuerung und Ergänzungsausschluss führen zum Verzicht auf optimale Volumen- und Wertentwicklung auf der potenziell nutzbaren Fläche, vor allem im juvenilen Stadium der Verjüngung.

3. **Kombination sukzessiver und künstlicher Verjüngungsmaßnahmen und -prozesse** durch Nutzung der Sukzessionsdynamik und partielle Kunstverjüngung (Praxisvariante).

Mit diesem Verfahren können die Vorzüge der Optionen 1 und 2 kombiniert und die Nachteile der beiden vorgenannten Verfahren verringert werden. So erfolgt im Unterschied zur rein sukzessionsdynamisch induzierten Verjüngungsentwicklung eine deutlich verbesserte Steuerung der Waldentwicklung im Hinblick auf die waldbaulich-waldbauwirtschaftliche Zielstellung. Die waldbauökologisch und zugleich stärker wirtschaftszielorientierte Waldentwicklung mit standörtlich angepassten Haupt-, Misch- und Begleitbaumarten geht zudem mit einer Reduzierung des monetären Einsatzes einher.

7 Schlussfolgerungen

- 1) In den **ersten 3 Jahren** nach dem Brandgeschehen erfolgt die sukzessive Wiederbesiedlung **züglerlich**.
- 2) Die **Gemeine Birke** fungiert als **Erstbesiedler** („Wegbereiter“). Sie hat die Fähigkeit, die sukzessive Wiederbesiedlung von Rohböden unter extremen mikroklimatischen Verhältnissen einzuleiten.
- 3) Der Sukzessionsfortschritt wird durch **Initialpflanzungen der Gemeinen Birke** verbessert.
- 4) Der Sukzessionsverlauf erfolgt auf leistungsschwachen Waldstandorten in **Baumarten-Phasen** (hier: „Birken-“/„Kiefern-“/„Aspen-Phase“).
- 5) **Größe und Form der Brandfläche** beeinflussen die **Baumartenzusammensetzung** der sekundären Sukzession und die **Sukzessionsgeschwindigkeit**.
- 6) **Künstliche Wiederbewaldungsmaßnahmen** sind in Anlehnung an die natürliche Sukzessionsdynamik zu konzipieren. In der Initialphase der Wiederbewaldung und in den Klimastufen trockenes Tieflandklima und mäßig trockenes Tieflandklima stehen **Baumarten der Vor- und Zwischenwaldgesellschaften** im Vordergrund.
- 7) Wildeinwirkung beeinflusst die strukturelle Waldentwicklung **langfristig**.
- 8) Die **Beräumung von Restholz** bewirkt einen **Sukzessionsvorsprung**, der sich nach Ablauf der ersten Dekade **rasch verringert**.
- 9) Die **Beräumung** von (teil)verbranntem Restholz ist auf **forstsanitären und ökonomischen Schwerpunkten** zu konzentrieren.
- 10) Die Vermutung einer flächigen, sukzessionshemmenden **Vergrasung** der Fläche hat sich nach 15 Jahren überwiegend **nicht bestätigt**.
- 11) Auf großen Waldbrandflächen mit Freiflächencharakter und nährstoffschwachen Standorten ist trotz des Zaun-

schutzes bei ungelentkten Verjüngungsprozessen ein **Verjüngungszeitraum von mindestens acht Jahren** erforderlich, um annähernd wirtschaftszielorientierte Individuenzahlen der Baumarten Gemeine Kiefer und/oder Gemeine Birke zu erreichen.

- 12) Die Beurteilung der sekundären Sukzession hinsichtlich Vitalität, Qualität und Wuchsverhalten deutet derzeit auf die **Entwicklung einer wirtschaftlich akzeptablen Waldstruktur** hin, weist jedoch eine erhebliche räumliche Heterogenität auf (Ergänzungen).
- 13) **Kleine Waldbrandflächen** bis ca. 1 ha Flächengröße verjüngen sich auch auf leistungsschwachen Standorten rein sukzessiv weitestgehend **zügig** und **individuenreich**. Auf **Waldbrandflächen mit ausgeprägtem Freiflächencharakter** sind **Ergänzungen** mit standortangepassten Baumarten zu erwägen, um waldbaulich-waldwirtschaftliche Zielstellungen mit den walddökologischen Vorteilswirkungen der sekundäre Sukzession wirksamer zu kombinieren.
- 14) Es ist davon auszugehen, dass eine abschließende Bewertung einer Eignung der sekundären Sukzession als **Wirtschaftswald** nach der Schlusserhebung im Jahr 2019 erfolgen kann.
- 15) Nach Brandereignissen ist die **Stabilisierung der standortsökologischen Situation** ein vorrangiges waldbaulich-walddökologisches **Entwicklungsziel**.

8 Literatur

- AAS, G. (2001): Hängebirke (*Betula pendula*) und andere heimische Birken – Dendrologische Anmerkungen. Berichte aus d. Bayer. Landesanst. f. Wald u. Forstwirtschaft, Freising, Nr. 28, 1-5
- BERGMANN, J.-H. (1995): Nochmals zur Birke – Ergebnisse aus der Bearbeitung der natürlichen Waldsukzession. Der Wald, Berlin, 45: 240-241
- BERGMANN, J.-H.; HAINKE, K.; STÄHR, F. (2007): Auswirkungen weitständiger Erziehung auf das Waldwachstum und den natürlichen Verjüngungsprozess in Kiefernbeständen der Berliner Forsten. Shaker Verlag, Aachen, 109 S.
- HETSCH, W. (1980): Bodenphysikalische und bodenchemische Auswirkungen eines Waldbrandes auf Braunerde-Podsol unter Kiefer. Forstwiss. Cbl., 99: 257-273
- HOFMANN, G. (1997): Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen in Wort und Bild. Sonderheft AFZ/Der Wald, 85 S.
- HOFMANN, G.; ANDERS, S.; MATTHES, B. (2000): Das potentiell-natürliche und derzeitige Waldbild in den ostdeutschen Ländern. Mitt. Bundesforschungsanst. f. Forst- und Holzwirtschaft, Nr. 196, Hamburg, 93 S.
- 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.), Ebersw. Forstl. Schr.-reihe, Bd. XXIV, Eberswalde und Potsdam, 312 S.
- OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 391 S.
- OTTO, H.-J. (1996): Die Ausbreitung spontaner Verjüngungen in den Wäldern des nordostdeutschen Flachlandes während des letzten Vierteljahrhunderts: Waldbauliche Chancen und Probleme. Forstarchiv, 67: 236-246
- RIEK, W.; RUDOLPH, J., BERGMANN, J.-H. (2008): Langfristige Wirkung von Waldbrand auf den Bodenzustand und waldbauliche Schlussfolgerungen. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (MLUR) und Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) (Hrsg.), Ebersw. Forstl. Schr.-reihe, Bd. XXXV, Eberswalde und Potsdam, 82
- SCHIRMER, R. (2001): Birke – Vermehrungskünstler und Überlebensstrategie. Berichte aus d. Bayer. Landesanst. f. Wald u. Forstwirtschaft, Freising, Nr. 28, 19-23
- STÄHR, F.; KÖHLER, F.; ROSE, B. (2006): Neufassung der Bestandeszieltypen für das Land Brandenburg. AFZ/Der Wald, 61: 754-757
- STÄHR, F.; HAINKE, K. (2009): Kronen- und Zuwachsentwicklung der Kiefer in Abhängigkeit von Soziologie und Standraum am Beispiel der Versuchsanlage Berliner Forsten. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (MLUR) und Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE) (Hrsg.), Ebersw. Forstl. Schr.-reihe, Bd. XXXX, Eberswalde und Potsdam, 30-38
- WOHLGEMUTH, T.; BRIGGER, A.; GEROLD, P.; LARANJEIRO, L.; MORETTI, M.; MOSER, B.; REBETZ, M.; SCHMATZ, D.; SCHNEITER, G.; SCIACCA, S.; SIERRA, A.; WEIBEL, P.; ZUMBRUNNEN, T.; CONEDERA, M. (2010): Leben mit Waldbrand. Merkblatt für die Praxis, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 16 S.
- ZUBER, R.-K. (1979): Untersuchung über die Vegetation und die Wiederbewaldung einer Brandfläche bei Locarno (Kanton Tessin). Diss., Eidg. Techn. Hochschule, Zürich, Zürich, 105 S.

9 Danksagung

Vielen Dank an Thomas Peters, der die gesamte Versuchsanlage entscheidend mitkonzipiert und mit vielen wertvollen Ideen weiterentwickelt hat sowie bei den Erhebungen und Datenauswertungen wesentliche Beiträge beisteuerte. Zudem gebührt Dr. Olaf Rüffer Dank für die Beschaffung und Bearbeitung des Kartenmaterials und Dr. Annett Degenhardt für die Unterstützung bei der Datenauswertung.

Risikominimierung durch den Waldumbau von Kiefernreinbeständen – Ergebnisse aus den Projekten „DSS-RiskMan“ & „WPRisk“

RAINER HENTSCHEL, KATRIN MÖLLER, ANNETT DEGENHARDT & GERNOD BILKE

1 Einleitung

Im Rahmen des Waldklimafonds-Projektes „DSS-RiskMan“ (Laufzeit: 2014-2018) wurden am LFE die Einflussfaktoren und das Schadaufkommen von Kieferngrößschädlingen untersucht. Des Weiteren wurden Möglichkeiten erprobt, die Waldentwicklung vorherzusagen und die Prädisposition gegenüber dem biotischen Risiko einzelner Forstabteilungen in zeitlicher und räumlicher Hinsicht einzuschätzen. Hierauf aufbauend konnten im Auftrag des LFB die wissenschaftlichen Ergebnisse und erarbeiteten Methoden des Drittmittelprojektes direkt für den Landeswald in Brandenburg angewendet werden („WPRisk“).

Als Ergebnis der Forschungsarbeiten entstanden Risikokarten über die Gefährdung von Kiefernbeständen durch die Nonne (*Lymantria monacha* L.) und den Kiefernspinner (*Dendrolimus pini* L.). Hierdurch war es möglich, Risiko-Hotspots zu identifizieren und eine Priorisierung von Waldumbauf lächen vorzunehmen. Die in dieser Untersuchung vorgestellten Szenarienanalyse veranschaulicht, in welcher Weise der Waldumbau zu einer kurz- und mittelfristigen Risikominderung beitragen kann.

2 Risikosimulation

Das biotische Risiko von Kiefernbeständen wurde in dieser Arbeit als das Auftreten eines Fraßereignisses von Nonne oder Kiefernspinner definiert. Die Modellentwicklung erfolgte hierbei auf Grundlage der Beobachtungen der terrestrischen Fraßkartierung von 2002 bis 2016 (Abbildung 1). Ziel war es, für jede Forstabteilung die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Fraßereignisses in Abhängigkeit aktueller und zukünftiger Bestandesstrukturen einschätzen zu können. Hierzu wurde ein generalisiertes additives Regressionsmodell (GAM) aus der Familie der Binominalverteilungen verwendet (WOOD 2006).

Die Untersuchung bedeutender Einflussfaktoren eines Fraßereignisses beruht auf Vorarbeiten der Drittmittelprojekte „DSS-RiskMan“ und „WAHYKLAS“ und den hier erarbeiteten Datenbanken (HENTSCHEL ET AL. 2016; WENNING ET AL. 2017). Auf Grundlage geo-referenzierter Forsteinrichtungsdaten (DSW²; LFB AND LFMV 2015) und regionalisierten Standorts- (RIEK AND RUSS 2014; RUSS 2015) und Klimadaten (KÖHLER ET AL. 2015) wurden eine Vielzahl an Bestandes- bzw. Abteilungskennwerte bereitgestellt. Auf dieser Datengrundlage konnte eine Vorauswahl bedeutsamer Einflussfaktoren für das Auftreten eines Fraßereignisses in Kiefernbeständen getroffen werden (HENTSCHEL ET AL. 2018).

Insbesondere kristallisierten sich für beide Insektenarten die drei gleichen signifikanten Einflussvariablen, der Kiefernanteil, der Abteilungsdurchmesser und die Baumartenvielfalt, heraus. Abbildung 2 zeigt die modellierte Wirkung dieser Einflussvariablen auf das zu erwartende Risiko bzw. auf die simulierte Eintrittswahrscheinlichkeit eines Fraßereignisses. Ein auf der y-Achse positiver Modelleffekt entspricht hierbei einer Erhöhung der Eintrittswahrscheinlichkeit im additiven Modell.

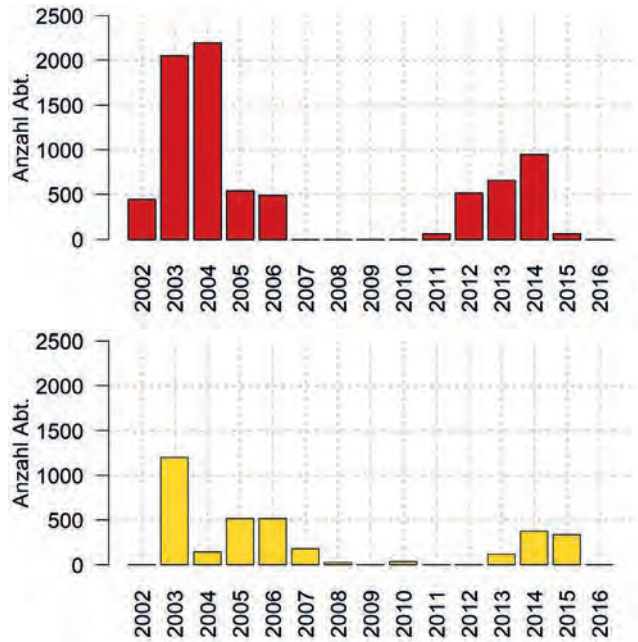


Abbildung 1: Anzahl der Forstabteilungen in Brandenburg für die ein Fraß von Nonne (Rot) oder Kiefernspinner (Gelb) im Rahmen der terrestrischen Fraßkartierung von 2002 bis 2016 festgestellt wurde

Die erste Einflussvariable, der Anteil der Kiefer an der Bestandesgrundfläche einer Forstabteilung (Kiefernanteil), wirkt ab etwa 40 % positiv auf die zu erwartende Eintrittswahrscheinlichkeit eines Insektenbefalls. Für Kiefernanteile unter 40 % zeigt sich ein zunehmend negativer Effekt. Die zweite Einflussvariable, der grundflächengewichtete, mittlere Brusthöhendurchmesser des Oberstandes aller in der Abteilung vorkommender Bestände (Abteilungsdurchmesser), zeigt für beide Insektenarten den höchsten positiven Modelleffekt im Durchmesserbereich von 15 bis 17 cm. Ab einem Abteilungsdurchmesser von 25 cm wird der Effekt negativ. Die dritte Einflussvariable, das Diversitätsverteilungsmaß „Shannon Eveness“ nach SHANNON AND WEAVER (1949) über die Baumartenhäufigkeit eines 1.000 Hektar großen Nachbarschaftsraums (Baumartenvielfalt), zeigt die höchsten positiven Modelleffekte der Einflussvariablen. Beim Auftreten nur einer Baumart innerhalb des Suchraumes bzw. bei einem Anteil einer Baumart nahe 100 % wird eine hohe Eintrittswahrscheinlichkeit eines Insektenfraßes erwartet. Für Brandenburg ist dieses gleichbedeutend mit einem durch die Kiefer geprägtem Waldgebiet von 1.000 ha Größe. Auf der anderen Seite wird, insbesondere für den Kiefernspinner, ein stark negativer Modelleffekt bei Auftreten von mehreren Baumarten zu gleichen Anteilen angezeigt.

Neben den drei hier vorgestellten kausalen Einflussvariablen wurden zeitlichen und räumlichen Effekte des Fraßgeschehens in den Modellen berücksichtigt. Zum einen ist aufgrund des Massenwechselgeschehens nicht in jedem Jahr mit Fraß der jeweiligen Insektenarten zu rechnen, zum

anderen breitet sich das Fraßgeschehen im Zuge einer Massenvermehrung von einem Fraßherd aus, weshalb hier eine räumliche Autokorrelation der beobachteten Fraßgebiete zu berücksichtigen ist.

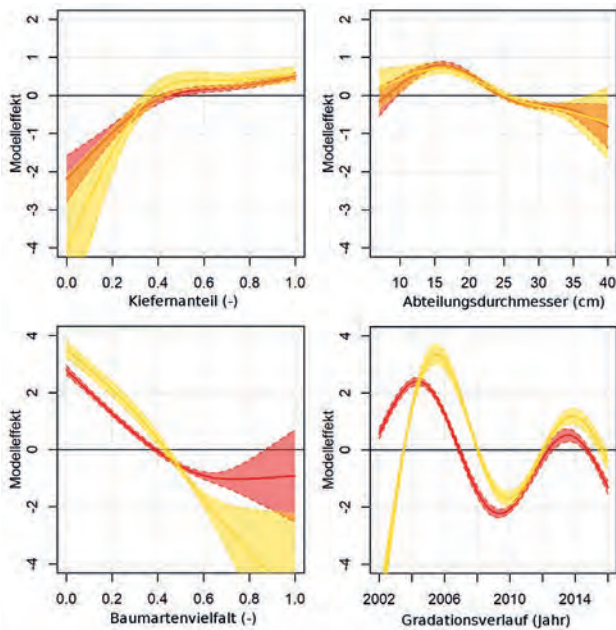


Abbildung 2: Modelleffekte der drei kausalen Einflussvariablen und des zeitlichen Splines der Risikomodelle für Nonne (Rot) und Kiefernspinner (Gelb). Ein positiver Modelleffekt zeigt hier eine Zunahme der Eintrittswahrscheinlichkeit an. Ein negativer Modelleffekt wirkt entsprechend gegenteilig.

Die mathematische Glättung des artspezifischen, jahresabhängigen Gradationsverlaufes erfolgte mit Hilfe zeitlicher Splines (Abbildung 2, Gradationsverlauf), die statistisch an die Beobachtungen der terrestrischen Fraßkartierung (Abbildung 1) angepasst wurden. Dieser Ansatz erlaubt es, das Ausmaß einer Massenvermehrung in den Modellen zu berücksichtigen, was indirekt die hierfür verantwortlichen Witterungsbedingungen widerspiegelt. So lassen sich zum Beispiel die Auswirkungen der für die Nonne günstigen Witterungsbedingungen im Trockenjahr 2003 ohne Hinzunahme von Klimadaten durch einen hohen, positiven Wert im zeitlichen Spline über die Jahre 2003 bis 2005 einbeziehen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt während der Modellbildung war die Berücksichtigung der räumlichen Autokorrelation der Fraßereignisse. Da sich das Fraßgeschehen im Zuge einer Massenvermehrung von einem Fraßherd ausgehend ausbreitet, hat die räumliche Lage der Forstabteilungen einen hohen Erklärungswert. Um diesen räumlichen Effekt von den kausalen Einflussvariablen im Modell zu lösen, wurde für die beobachteten Massenvermehrungen (Nonne: 2003/2004 und 2013/2014; Kiefernspinner: 2005/2006 und 2014/2015) und die verbleibenden Jahren (Latenz) zu jeder xy-Koordinate Eintrittswahrscheinlichkeiten mit Hilfe eines räumlichen Splines erzeugt. Dieser beschreibt die Hauptschadgebiete des jeweiligen Gradationsjahres als positiven Modelleffekt entsprechender xy-Koordinaten (hier nicht gezeigt).

Die so aufgestellten Risikomodelle wurden im Zuge einer 10-fachen Kreuzvalidierung (RODRÍGUEZ ET AL. 2010) auf

ihre Vorhersagegüte zur Diskriminierung zwischen Fraß und Nicht-Fraß untersucht. Hierzu wurde die Grenzwertoptimierungskurve (FAWCETT 2006) mit Hilfe des *pROC*-Paket (XAVIER ET AL. 2011) berechnet, wobei der gesuchte Grenzwert eine hohe Trefferquote an „befallenen“ Abteilungen bei gleichzeitig geringer Fehlerquote an „gesunden“ Abteilungen aufweisen muss. Die Fläche unter der Grenzwertoptimierungskurve (AUC) wird als generelles Gütemaß für die Vorhersagekraft eines Klassifizierers verwendet und kann Werten zwischen 0 und 1 ergeben (DORMANN AND KÜHN 2009), wobei ein Wert von 0,5 einem Zufallsprozess entspricht und der Wert von 1 einer perfekten Diskriminierung der Beobachtungen. Für das Nonnen-Modell ergab sich ein AUC-Wert von 0,96 und für das Kiefernspinner-Modell von 0,974. Entsprechend des hier verwendeten Grenzwertes ergab sich über den gesamten Beobachtungszeitraum für Nonne und Kiefernspinner eine Trefferquote der Fraß Beobachtungen von 93 bzw. 96 % mit einer Fehlerquote von 12 bzw. 9 % fälschlich als „Fraß“ klassifizierter Abteilungen.

In einem letzten Schritt wurden die Vorhersagen aus beiden Modellen zusammengefasst und kartenmäßig dargestellt (Abbildung 3). Dafür wurde das biotische Risiko einer Forstabteilung als aufsummierte Eintrittswahrscheinlichkeit beider Insektenarten abgebildet. Für die Vorhersage des biotischen Risikos wurden die zeitlichen und räumlichen Splines der Modelle (s.o.) konstant gesetzt und das Jahr bzw. die xy-Koordinate mit höchster Eintrittswahrscheinlichkeit der jeweiligen Art verwendet. Hierdurch wird in weitere Modelanwendungen das Auftreten einer Massenvermehrung, das Vorherrschen günstiger Winterungsbedingungen für die Insekten und eine räumliche Prädisposition jeder einzelnen Forstabteilung unterstellt. Das so berechnete biotische Risiko stellt eine potentielle Risikodisposition der Forstabteilungen in Abhängigkeit der Bestandesstrukturen dar. Entsprechend wird das simulierte biotische Risiko ausschließlich durch die drei kausalen Einflussvariablen beeinflusst, deren Entwicklung durch die nachfolgende Waldwachstumssimulation beschrieben werden kann. Die roten Bereiche in der so generierten Risikokarte (Abbildung 3) zeigen die aktuellen Hauptrisikogebiete der Kiefer und können im Zuge der Hotspot-Analyse als besonders gefährdete Bereiche bzw. Forststrukturen herausgestellt werden.

3 Szenarienanalyse

Ausgehend von der Risikoanalyse und der hieraus resultierten Risikokarte (Abbildung 3) können Prognosen für das Auftreten von Nonne und Kiefernspinner berechnet werden. Da hinsichtlich des klimatischen Einflusses ein generelles Risiko unterstellt wurde (Auftreten einer Massenvermehrung zu jedem Zeitschritt), lässt sich die Entwicklung des Risikos exklusiv durch die Entwicklung der Waldstrukturen beschreiben. Entsprechend wird das zu erwartende Risiko durch die Entwicklung des Kiefernanteils, der Durchmesserverteilung innerhalb einer Forstabteilung und der Baumartenmischung eines 1.000 ha großen Nachbarschaftsraumes beschrieben (s. Abbildung 2).

Die Szenarienanalyse dieser Untersuchung basiert auf einer Gegenüberstellung von vier Waldbauszenarien (Tabelle 1) bzgl. ihres Einflusses auf die Risikodisposition von Kiefernbeständen im Landeswald Brandenburg. Diese vier Behandlungsvarianten wurden mit Hilfe von Wachstumssi-

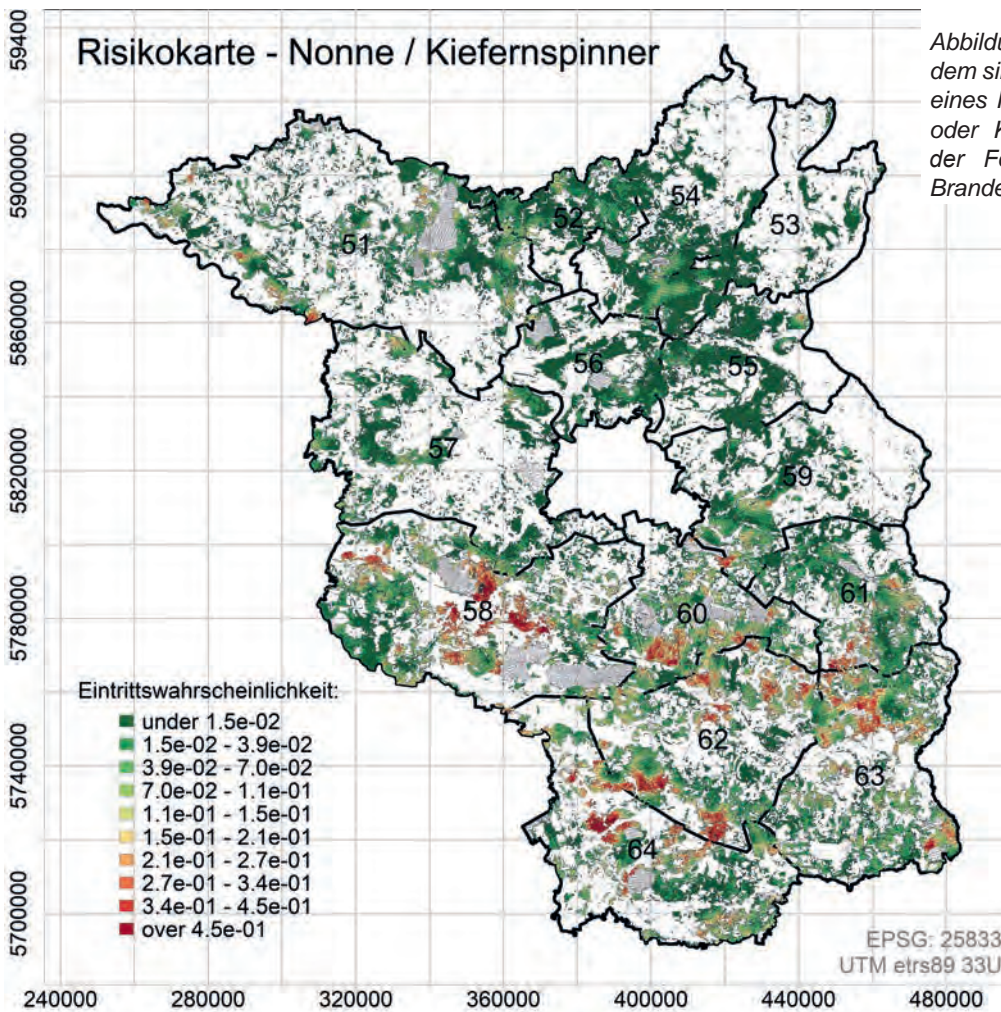


Abbildung 3: Risikokarte gemäß dem simulierten biotischen Risiko eines Insektenfraßes von Nonne oder Kiefernspinner auf Ebene der Forstabteilung für gesamt Brandenburg im Jahr 2017

mulationsmodellen nachgebildet und lassen somit eine modellhafte Abbildung möglicher Waldentwicklungspfade zu. Die Grundlage für die Waldwachstumssimulation bildet die Modellbibliothek *TreeGroSS* (NAGEL 2009, 2011). Während auf Ebene eines einzelnen Bestandes der *ForestSimulator BWINpro* genutzt werden kann, um entsprechende Modellfunktionalitäten abzurufen, erlaubt der *WaldPlaner* die Waldwachstumssimulation auf Betriebsebene (HANSEN AND NAGEL 2014). Für die Erzeugung der (Einzelbaum-)Modellbestände wurden die Forsteinrichtungsdaten (DSW²; LFB AND LFMV 2015) zum Stichjahr 2017 genutzt.

Die Waldwachstumssimulation erfolgte für alle 14 Landeswaldoberförstereien (LOBf) des Landes Brandenburg und basiert auf einer einzelbaumweisen Modellierung von Wachstum, Konkurrenz, Mortalität und Verjüngungseinwuchs. Für jede Behandlungseinheit des Landeswaldes (ca. 94.000 Einzelbestände auf 250.000 ha) wurde ein Simulationszeitraum von 30 Jahre (2017 bis 2047) untersucht(betrachtet). Abbildung 4 zeigt die räumliche Verteilung der in der Waldwachstumssimulation berücksichtigten Waldflächen in Brandenburg.

Entsprechend der Zielstellung stand die Kiefer im Fokus dieser Untersuchung. Insgesamt wurden knapp 50.000 mit Kiefern bestockte Bestände in der Simulationsstudie berücksichtigt. Zur Ausgangssituation 2017 lag der Schwerpunkt der Kiefernbeständen in einer Altersspanne von 50 bis 70 Jahren und einem Durchmesserbereich von 20 bis 30 cm.

Tabelle 1: Beschreibung der vier simulierten Waldbauszenarien.

Waldbauszenario	Beschreibung
Verzicht	Diese Variante unterstellt eine natürliche Waldentwicklung in der Wachstum und Mortalität ausschließlich durch die Konkurrenz von Einzelbäumen bedingt wird.
Nutzen	Diese Variante spiegelt eine praxisnahe Bewirtschaftung wider. Die Kiefer erfährt eine zielstärkenorientierte Behandlung. Je Hektar werden 100 Ausleseebäume markiert. In mehreren Durchforstungen (angefangenen mit den Bedrängern) wird eine Absenkung des Bestockungsgrad auf ein Minimum von 0,8 simuliert. Die Ernte erfolgt bei Erreichen eines Zieldurchmessers von 45 cm.
Umbau	Diese Variante stellt eine Ergänzung der Nutzen Variante dar, indem in Anlehnung an die Waldbau Praxis in Brandenburg Kiefernreinbestände über 80 Jahre umgebaut werden. Hierbei wird eine schrittweise Absenkung der Bestandesgrundfläche auf 0,65 simuliert, wobei ab einer Unterschreitung des Kronenschlussgrades von 0,4 eine Pflanzung initialisiert wird. Die zu pflanzende Baumartenzusammensetzung orientiert sich hierbei am Bestandeszieltyp.
Schutz	Diese Variante soll eine maximale Schutzwirkung gegenüber Insektenkalamitäten bewirken. Aus diesem Grunde wurde im Gegensatz zur Umbau Variante keine Altersrestriktion für den Waldbau gesetzt. Sobald ein Kiefernreinbestand einen Bestandesdurchmesser von 20 cm erreicht wird mit Ausnahme der Ausleseebäume die gesamte Fläche geräumt und bepflanzt.

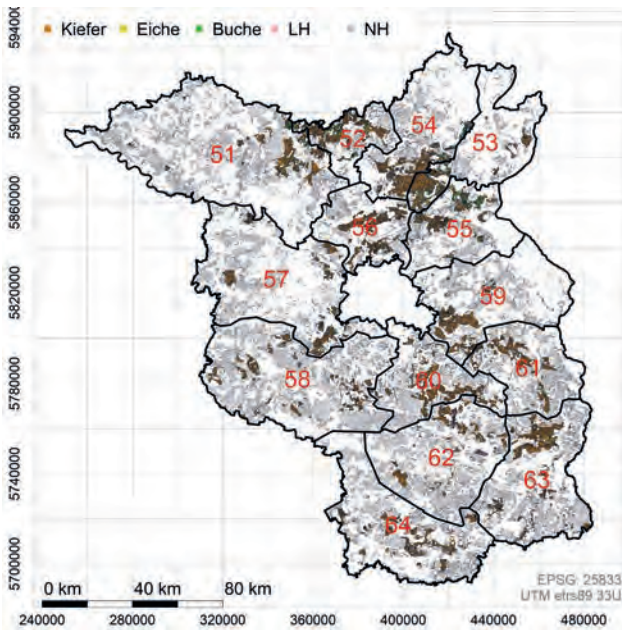


Abbildung 4: Forstgrundkarte der 14 Landeswaldoberförstereien und entsprechender Landeswaldflächen im Farbschema der Baumartengruppen Kiefer (braun), Eiche (gelb), Buche (grün), sonstiges Laubholz (LH; rosa) und sonstiges Nadelholz (NH; grau)

Eine Plausibilitätsprüfung für die Startwerte der Simulationen ergab, dass die Stammzahlen der auf Grundlage der DSW² Daten generierten Einzelbaumbestände der Ausgangssituation 2017 sich sehr gut mit den Schätzungen der Landeswaldinventur Brandenburg 2013 (<https://bwi.info>) decken.

Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Waldentwicklung entsprechend der vier Waldbauszenarien anhand der geschätzten, absoluten Anzahl an Baumindividuen des Landeswaldes getrennt nach Baumartengruppen.

Für die Kiefer zeigt sich zunächst bei allen Waldbauszenarien eine mit der Zeit abnehmende Stammzahl, da es mit voranschreitendem Bestandesalter zum Ausscheiden vieler Baumindividuen aufgrund der waldbaulichen Eingriffe, aber auch konkurrenzbedingter Mortalität kommt.

In der Nutzen Variante scheiden im ersten Zeitschritt im Vergleich zur Verzicht Variante etwa dreimal so viele Baumindividuen aus, wobei der Großteil an Kiefern im Rahmen der simulierten Durchforstung entnommen wurde. Noch stärker ist dieser Effekt in der Schutz Variante, in der aufgrund des frühen Eingreifens in junge Kiefernbestände (dm >= 20 cm) entsprechend hohe Stammzahlen im Rahmen der Durchforstung bzw. der Räumung der Fläche in Vorbereitung der simulierten Pflanzung entnommen wurden. Die Umbau Variante deckt sich in etwa mit der Nutzen Variante, da der überwiegende Teil der betrachteten Kiefernbestände im Altersbereich 50-70 Jahre liegen und nur eine sehr geringe Anzahl an Beständen dieser Variante entspricht (ausschließlich Kiefernreinbestände über 80 Jahre).

Hinsichtlich der beiden simulierten Pflanz-Varianten Umbau und Schutz wird deutlich, dass die künstlich verjüngten Eichen erst nach 30 Jahren und sonstiges Laubholz erst nach

20 Jahren die Derbholzgrenze überschreiten. Entsprechend kann die erwünschte risikomindernde Wirkung dieser Maßnahmen erst nach dieser Zeit erwartet werden. Unabhängig von den Pflanzaktivitäten führt auch die natürliche Verjüngung grundsätzlich zu einer Zunahme der Laubbaumarten in der Baumschicht.

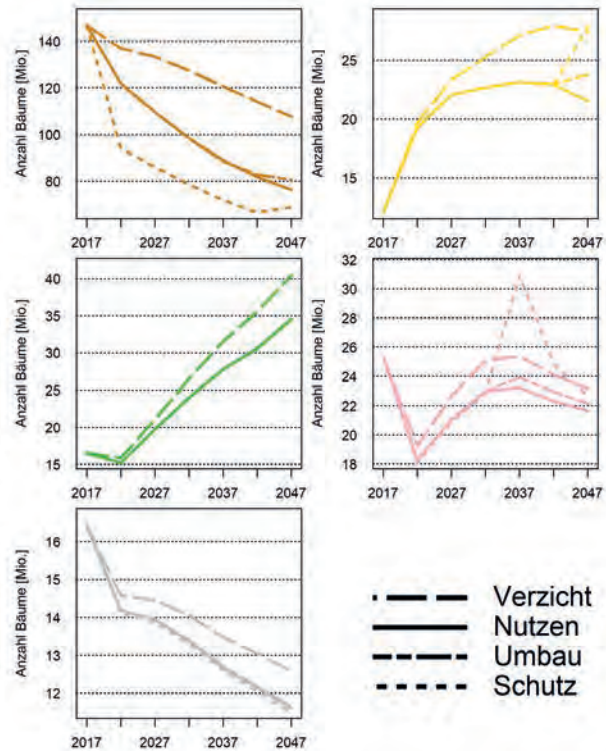


Abbildung 5: Geschätzte Anzahl an Bäumen im Landeswald Brandenburg getrennt nach den Baumartengruppen Kiefer (Braun), Eiche (Gelb), Buche (Grün), sonstiges Laubholz (Rosa) und sonstiges Nadelholz (Grau)

Aus den Ergebnissen der 5-jährigen Wachstumssimulationsschritte wurden die Einflussvariablen für die Risikomodelle abgeleitet und daraus die entsprechenden Eintrittswahrscheinlichkeiten eines biotischen Schadens auf Ebene der Forstabteilung berechnet. Die Auswirkungen der Waldbauszenarien auf das zu erwartende Risiko wurde durch die Entwicklung der Anzahl besonders gefährdeter Abteilung abgebildet (Abbildung 6)

In allen vier Waldbauszenarien nimmt die Anzahl gefährdeter Forstabteilungen im Zeitverlauf ab. Dieses kann in Hinblick auf die Modelleffekte (s. Abbildung 2) durch eine kontinuierliche Verschiebung der Baumartenanteile zugunsten der Laubbäumen (s. Abbildung 5), einer entsprechenden Verringerung des Kiefernanteils innerhalb einer Abteilung und der Erhöhung der Baumartenmischung innerhalb des Nachbarschaftsraum erklärt werden. Des Weiteren führt das Wachstum der Kiefernbestände bzw. deren Alterungsprozess zu einer Verschiebung der Durchmessererteilung und einem „Herauswachsen“ der Bestände aus den von Nonne und Kiefernspinner favorisierten Durchmesserklassen bzw. Bestandesstrukturen.

Dieser Prozess wird durch die Bewirtschaftung der Bestände (Nutzen) gefördert, so dass bereits im ersten Zeitschritt deutlich weniger Abteilungen im Vergleich zur Verzicht Varianten

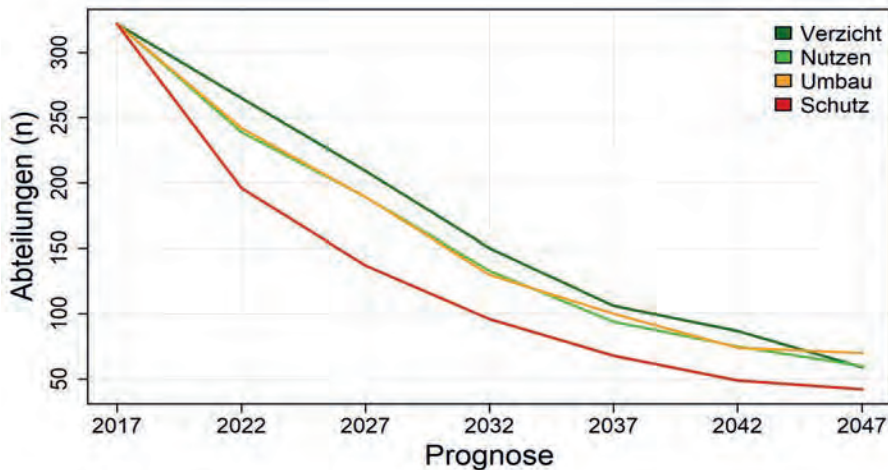


Abbildung 6: Entwicklung der Anzahl durch Insektenfraß gefährdeter Kiefernabteilungen in Brandenburg entsprechend eines festgelegten Grenzwertes der simulierten Eintrittswahrscheinlichkeit und den vier unterstellten Waldbauszenarien

als gefährdet eingestuft werden. Die Umbau Variante hat faktisch keinen Effekt auf das aktuelle Risiko der Kiefernbestände, da hiervon lediglich Kiefernreinbestände über 80 Jahre betroffen sind und diese (aktuell) keinen Gefährdungsschwerpunkt von Nonne und Kiefernspinner darstellen. Anders sieht es bei der Schutz Variante aus, in der durch das massive Eingreifen in jüngere Kiefernreinbestände eine Vielzahl von Abteilungen aus der Gefährdungskategorie entnommen werden.

Hinsichtlich der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu beachten, dass das verwendete Risikomodell auf den Beobachtungen der letzten 15 Jahre und den zu dieser Zeit in Brandenburg herrschenden Waldstrukturen und Fraßbeobachtungen beruht. Insbesondere unter für beide Insektenarten günstigen, wärmeren Klimabedingungen ist es durchaus denkbar, dass sich mit voranschreitender Waldentwicklung auch die Fraßschwerpunkte von Nonne und Kiefernspinner verschieben können und die Modellannahmen angepasst werden müssen. Aktuell bestätigt das Risikomodell jedoch die Beobachtungen des Waldschutzes, dass sich die Fraßherde einer Massenvermehrung insbesondere in jüngeren und ungepflegten Kiefernbeständen (stammzahlreich und gering dimensioniert) entwickeln. Dem entsprechend liegt in diesen Beständen das größte Potential, dem Ablauf einer Massenvermehrung waldbaulich entgegenzuwirken.

4 Waldumbauflächen

Um das biotische Risiko der Kiefernbestände in Brandenburg waldbaulich zu steuern, kommt der Priorisierung von Waldumbauflächen eine besondere Bedeutung zu. Zum einen kann durch den gezielten Umbau besonders gefährdeter Bestände die Fläche günstiger Brutbedingungen und Verbreitungsschwerpunkte von Massenvermehrungen reduziert werden. Zum anderen können diese Maßnahme zu einer langfristigen Stabilisierung von Waldökosysteme aufgrund einer Erhöhung der biologischen, strukturellen und genetischen Diversität führen (BRANG ET AL. 2014).

Die vorliegende Arbeit bildet modellhaft ab, in welchem Maße unterschiedliche Waldentwicklungen auf das zu erwartende biotische Risiko wirken, und zeigt anhand von Risikokarten, für welche Waldgebiete besonderer Handlungsbedarf besteht. Am Beispiel der Landeswaldoberförsterei Peitz wurde die geschätzte Risikodisposition einzelner Forstabteilung

der Ausgangssituation 2017 und der nächsten drei Dekaden entsprechend der simulierten Nutzen und Schutz Variante abgebildet (Abbildung 8). Neben der Größe der Landeswaldfläche (ha) sind in den Karten auch die Flächengrößen der in den Waldbauszenarien Umbau und Schutz berücksichtigten Kiefernbestände aufgelistet. Des Weiteren sind für die Ausgangssituation 2017 die für diese Varianten berücksichtigten Flächen markiert, wobei Behandlungseinheiten der Schutz Variante blau umrandet und Behandlungseinheiten der Umbau Variante (Teilmenge der Schutz Variante) blau gefüllt sind. Diese Abbildungen stehen für jede Landeswaldoberförsterei in Brandenburg zur Verfügung und können den jeweiligen Bewirtschaftern als Entscheidungshilfe für die Waldumbauplanung zur Verfügung gestellt werden.

Ebenso wie in der Betrachtung von ganz Brandenburg (s. Abbildung 7) nimmt in Peitz die Anzahl gefährdeter Forstabteilungen in beiden Varianten mit der Zeit kontinuierlich ab. Während die Ausgangssituation zur Identifizierung der aktuell gefährdetsten Forstabteilungen dient, zeigt sich im zeitlichen Verlauf, welche Waldgebiete auch mittelfristig einer erhöhten Gefährdung durch einen Befall von Nonne und Kiefernspinner ausgesetzt sind. Insbesondere für das Revier 05 zeigt sich nach 30 Jahren eine deutliche Verringerung des biotischen Risikos der Schutz Variante im Vergleich zur Nutzen Variante. Ausgehend von den Abteilungen mit der höchsten Eintrittswahrscheinlichkeit sollte hier geprüft werden welche Forstbestände für einen frühzeitigen Waldumbau infrage kommen.

Diese Modellstudie beruht auf den Angaben des DSW² und einer regelbasierten Definition geeigneter Umbaubestände. Ob entsprechende Waldumbaumaßnahmen tatsächlich realisierbar sind, ist nur Vorort zu klären. Dieses betrifft auch eine Prüfung des aktuellen Bestandeszieltyp bzw. der Möglichkeit, über Zwischenwaldtypen eine Etablierung vielfältiger Bestandesstrukturen zu fördern.

Des Weiteren ist zu beachten, dass die Schutz Variante einen großflächigen Waldumbau innerhalb der ersten fünf Jahre unterstellt. Dieser ist in der Praxis kaum realisierbar. Vielmehr geht es daher darum, auf der einen Seite die Waldumbaubemühungen auf die Risikogebiete zu konzentrieren und auf der anderen Seite eine gleichmäßige Verteilung von Waldumbauflächen in der Fläche zu erreichen. Die Risikoanalyse hat gezeigt, dass die Baumartenmischung im Nachbarschafts-

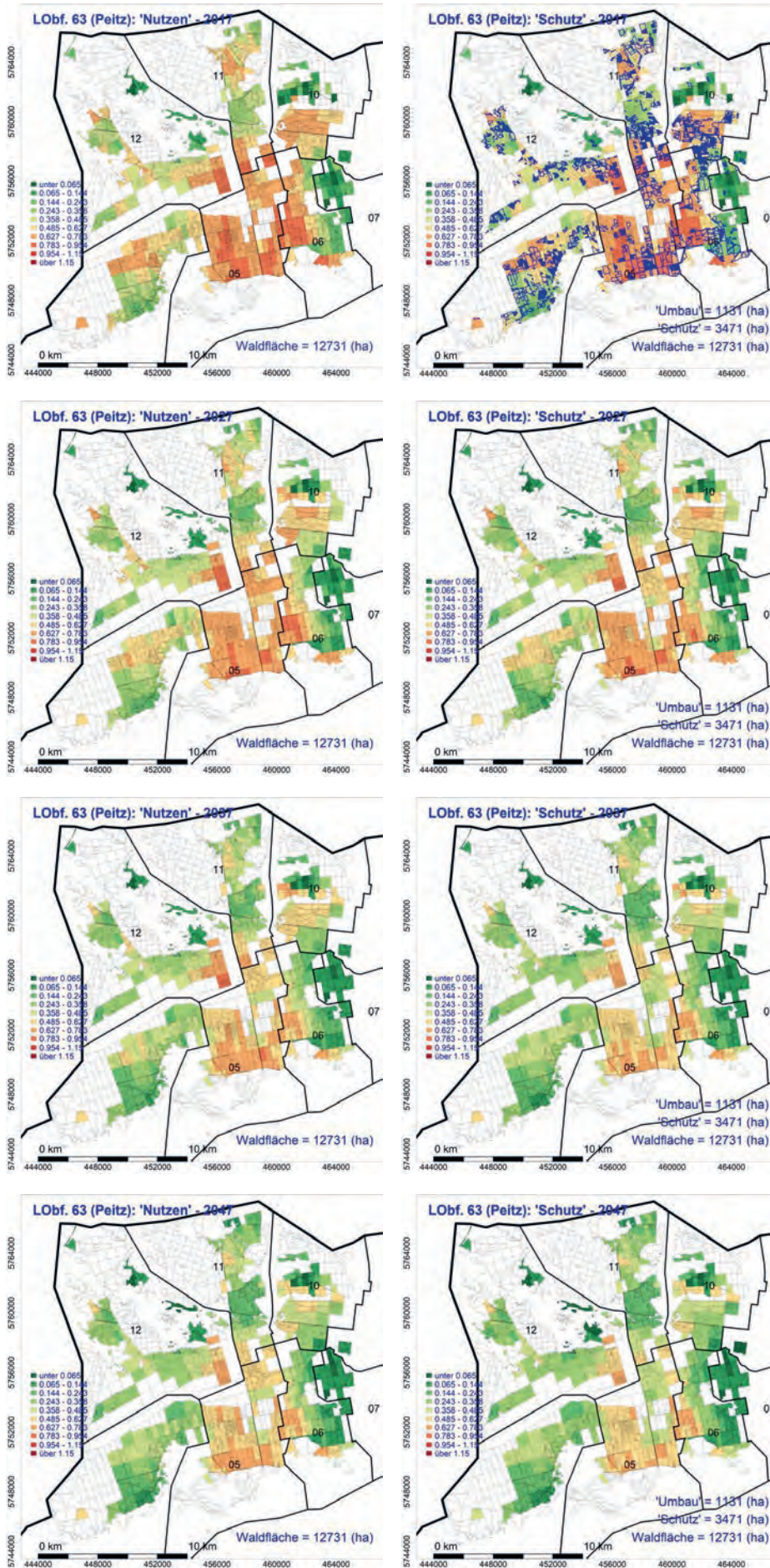


Abbildung 7: Kartenmäßige Darstellung der Risikogebiete der Landeswaldoberförsterei Peitz gemäß der Nutzen (links) und Schutz (rechts) Variante in den Jahren 2017, 2027, 2037 und 2047

raum einen hohen Einfluss auf die Risikodisposition der Kiefernbestände hat. Aus diesem Grund ist anzunehmen, dass auch eine kleinflächige Einbringung von Laubholzbeständen eine risikomindernde Wirkung haben wird.

5 Zusammenfassung

Diese Modellstudie veranschaulicht die Auswirkungen waldbaulichen Handels auf das hier definierte biotische Risiko. Nach derzeitigem Kenntnisstand bzgl. des Wachstumsverhaltens von Einzelbäumen und der Anfälligkeit gegenüber Insektenkalamitäten von Kiefernbeständen konnten verschiedene Zukunftsszenarien auf Betriebsebene berechnet werden. Die kartenmäßige Darstellung dient hierbei der Identifizierung von Risiko-Hotspots und der Aufzeigung von Handlungsoptionen im Vergleich der hier unterstellten Waldbauszenarien.

Entsprechend der Annahmen des Risikomodells führt sowohl die herkömmliche Bewirtschaftung mit wiederkehrenden Durchforstungen, vor allen aber der frühzeitige Umbau von Kiefernreinbeständen zu einer Minderung des biotischen Risikos. Letzteres setzt voraus, dass diese Bestände trotz frühzeitigen, starken waldbaulichen Eingriffen gegenüber anderen Risiken (z.B. Windwurf) stabil bleiben und dass sich eine Verjüngungsschicht erfolgreich etablieren lässt. Hierdurch werden die Grenzen der Modellstudie erkennbar sowie die Notwendigkeit, die tatsächlichen waldbaulichen Handlungsoptionen Vorort einzuschätzen. Die Risikokarten können jedoch helfen, hierbei einen Fokus zu setzen. Die Simulationsstudie erlaubt dagegen, die Entwicklung der nahen Zukunft abzuschätzen und den Wald in Zahlen fassen zu können.

6 Danksagung

Wir danken der Betriebsleitung des LFB für die Möglichkeit zur Weiterführung der Forschungsarbeiten in diesem Themenfeld im Rahmen des „WPRisk“ Projektes. Außerdem möchten wir uns bei allen MitarbeiterInnen des LFB bedanken, die im Rahmen der Waldbewirtschaftung, des Waldschutzes, der Forsteinrichtung und der DSW² Applikation zur Bereitstellung der umfassenden Datengrundlage beigetragen haben.

7 Literatur

BRANG P.; SPATHELF P.; LARSEN JB.; BAUHUS J.; BONC INA A.; CHAUVIN C.; DROSSLER L.; GARCIA-GUEMES C.; HEIRI C.; KERR G.; LEXER MJ.; MASON B.; MOHREN F.; MUHLEHALER U.; NOCENTINI S.; SVOBODA M. (2014) Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87:492–503.

DORMANN C.; KÜHN I. (2009) *Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften*.

FAWCETT T. (2006) An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognit Lett* 27:861–874.

HANSEN J.; NAGEL J. (2014) Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und

theoretische Grundlagen. *Beiträge aus der Nordwestdtsh Forstl Versuchsanstalt* 11:1–224.

HENTSCHEL R.; MÖLLER K.; WENNING A.; DEGENHARDT A.; SCHRÖDER J. (2018) Importance of Ecological Variables in Explaining Population Dynamics of Three Important Pine Pest Insects. *Front Plant Sci* 9:1–17.

HENTSCHEL R.; WENNING A.; SCHRÖDER J.; MÖLLER K. (2016) Vielfalt kontra Kahlfraß – Zum Einfluss der Bestandesstruktur auf die Fraßintensität der Nonne (*Lymantria monacha* L.) in Brandenburg. *Eberswalder Forstl Schriften* 62:69–76.

KÖHLER M.; AHRENDTS B.; MEESENBURG H. (2015) Wie gut ist einfach? Evaluierung verschiedener Verfahren zur Regionalisierung täglicher Wetterdaten. Poster auf dem Tag der Hydrol Bonn, 19-20 März 2015.

LFB.; LFMV. (2015) *Datenspeicher Wald Version 2: Applikation und Walddatenbank des Landesbetriebs Forst Brandenburg (LFB) und der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (LFMV)*. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Potsdam.

NAGEL J. (2009) *Waldwachstumssimulation mit dem Java Software Paket TreeGrOSS* Nagel J (ed). Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.

NAGEL J. (2011) *The ForestSimulator based on the software package TreeGrOSS* Nagel J (ed). Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.

RIEK W.; RUSS A. (2014) Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes für Klimaszenarien als Grundlage für die forstliche Planung. *Eberswalder Forstl Schriften* 55:20–30.

RODRÍGUEZ JD.; PÉREZ A.; LOZANO JA. (2010) Sensitivity Analysis of k-Fold Cross Validation in Prediction Error Estimation. *IEEE Trans Pattern Anal Mach Intell* 32:569–575.

RUSS A. (2015) Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die Waldfläche Brandenburgs - Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte, Bodenökologie und Bodengenese. Technische Universität Berlin

SHANNON CE.; WEAVER W. (1949) *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana.

WENNING A.; HENTSCHEL R.; SCHRÖDER J.; MÖLLER K. (2017) Datenfriedhof oder Schatzkammer? – Nutzungsmöglichkeiten umfassender Waldschutz-Datenbestände für ausgewählte Großschädlinge in Brandenburg. *Eberswalder Forstl Schriften* 64:65–72.

WOOD SN. (2006) *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. (Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida).

XAVIER R.; TURCK N.; ALEXANDRE HAINARD, TIBERTI N.; LISACEK F.; SANCHEZ J-C.; MÜLLER M. (2011) pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics* 12:77.

Vom Wert der Vielfalt – Brauchen wir teure und pflegeintensive Waldränder?

BEATE DALITZ

1. Einleitung

Die biologische Vielfalt ist die Summe der Vielfalt der Arten, der Vielfalt der Lebensräume und der genetischen Vielfalt innerhalb der Tier- und Pflanzenarten. Der Schutz der biologischen Vielfalt ist neben dem Klimaschutz eine der wichtigsten Aufgaben der internationalen Politik. Zehn Jahre nach Rio de Janeiro kamen die Staats- und Regierungschefs 2002 zum Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg zusammen und beschlossen, den anhaltenden Verlust der biologischen Vielfalt bis zum Jahr 2010 entscheidend zu verringern. Trotz dieses Bekenntnisses setzte sich durch menschliches Handeln ein nie da gewesener Abwärtstrend der biologischen Vielfalt weiter fort und nichts deutet derzeit darauf hin, dass sich diese Entwicklung umkehrt oder verlangsamt. (Flasbarth 2009) Die Natur liefert gratis Nahrung, sauberes Wasser, fruchtbare Böden, Brennstoffe und Medikamente. Die Insekten tragen durch die Bestäubung zur Sicherung unserer Ernten bei. Die Wälder liefern Sauerstoff, speichern Wasser und große Mengen Kohlendioxid und wirken damit dem Klimawandel entgegen. Leider werden die biologische Vielfalt und ihre Dienstleistungen als selbstverständlich hingenommen und kostenfrei genutzt. Das hat die Menschen zu einer deutlichen Unterschätzung des Wertes geführt. Wilson bemerkte 1997 dazu: „Biodiversität ist unsere wertvollste, doch zugleich die am wenigsten geschätzte Ressource... Der Kern des Biodiversitätsproblems besteht darin, dass dem biologischen Reichtum sehr viel weniger Beachtung geschenkt wird. Das ist ein schwerwiegender Fehler, den wir mit der Zeit immer stärker bereuen werden.“ Der Wert dieser Dienstleistungen wird meist erst dann genau beziffert, wenn das Ökosystem, das die Leistung erbracht hat, seine Funktionen nur noch begrenzt wahrnehmen kann und technische Ersatzmaßnahmen ergriffen werden müssen. Durch den Verlust der biologischen Vielfalt und zerstörten natürlichen Lebensräume gehen uns lebensnotwendige Güter und unersetzbare Gratisdienste verloren. Nur unter großem personellen Aufwand (z.B. Waldschutzüberwachung), technischen Aufwand (z.B. Satelliten-Rasterdaten) und finanziellen Aufwand (z.B. Hubschrauber-Einsatz) können wir ersetzen, was uns vielfältige, stabile Mischwälder kostenfrei bieten würden. In den letzten 28 Jahren mussten in Brandenburg wegen drohenden Bestandesverlusten 252.000 ha Kiefernfläche mit Pflanzenschutzmitteln durch Hubschrauberapplikation behandelt werden. Das bedeutet einen finanziellen Aufwand von 25 Mio. € wenn allein Pflanzenschutzmittel (PSM) und den Hubschraubereinsatz kalkuliert werden. In Europa schlägt dieser Aufwand mit 50 Milliarden Euro jährlich zu Buche. (Brandes 2010) Die biologische Vielfalt bedeutet nicht nur ökologische Werte, sondern ethische, existenzielle, aber auch ökonomische. Entsprechend gibt es auch unterschiedliche Motivation, die biologische Vielfalt zu erhalten und zu mehren.

2. Biologische Vielfalt in Brandenburgs Wäldern

Wälder sind neben Korallenriffen die Regionen mit der größten biologischen Vielfalt. Brandenburg ist mit nur 30 % Mischwäldern ausgestattet, wo eine hohe biologische Vielfalt zu erwarten ist. 70 % der Wälder sind monotone Kiefernreinbestände, die zudem eine ungünstige Altersklassenstruktur haben. Diese Kiefernreinbestände weisen auf Grund ihrer Struktur- und Artenarmut und damit durch die so fehlende Förderung von natürlichen Gegenspielern eine hohe Disposition gegenüber dem Massenaufreten nadelfressender Kiefernsehädlern auf (Altenkirch et al. 2002 und Möller 2008). Massenvermehrungen von Kiefernsehädlern traten in Brandenburgs Wäldern in den letzten Jahrzehnten immer wieder auf. So sind die Kalamitäten durch die Nonne 2004 – 2005, durch Nonne und Kiefernspinner 2013-2015 und durch die Gemeine Kiefernbuschhornblattwespe 2016 noch gut in Erinnerung. Diese Ereignisse führen zu starken Fraßschäden bis hin zum Kahlfraß und sind gehäuft nach dem extrem warmen und trockenen Sommern in kürzeren Abständen und in größerem Ausmaß zu erwarten. Die Massenvermehrungen verursachen Störungen des Ökosystems durch Fraßschäden bis hin zum Kahlfraß bzw. Insektizideinsätze und zerstören damit die ohnehin schon geringe biologische Vielfalt. (Schaffellner und Möller 2018) Die Risikogebiete für solche Fraßereignisse (Abb.1) sind durch die Arbeiten von Apel und Hentschel identifiziert. (Apel et al. 2004; Hentschel et al. 2018) Der Klimawandel wird die Probleme vor allem für die wärmeliebenden Arten wie Kiefernspinner und Nonne verschärfen.

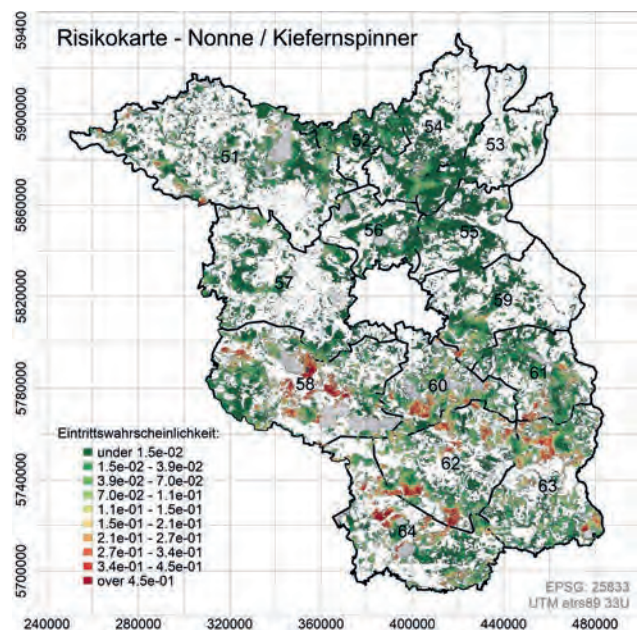


Abb. 1 Risikogebiete nach Hentschel (2018)

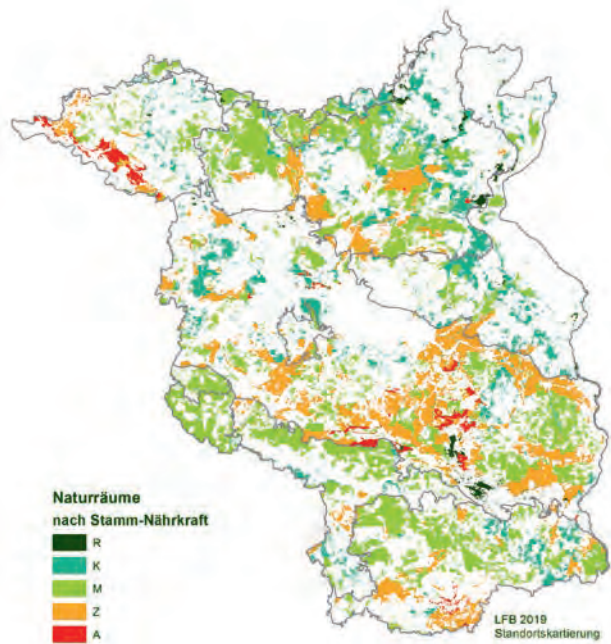


Abb. 2 Naturräume nach Stamm-Nährkraftstufen nach Kopatzky (2019)

So belegt die Datenanalyse von Hentschel (2018) für die Nonne (*Lymantria monacha*) den entscheidenden Einfluss der Waldeigenschaften (Rang 1-5, 7, 8, 10: forest...) Das bedeutet, dass großflächige, mittelalte Kiefernreinbestände in „eintöniger“ Nachbarschaft die Massenvermehrung der Nonne noch stärker fördern als beim Kiefernspinner. (Hentschel et al. 2018) Damit wird bekanntes Wissen mit Zahlen belegt, die unterstreichen, dass Waldumbaumaßnahmen das Schadgeschehen der Nonne nachhaltig beeinflussen. Die Erhöhung der Diversität bei den Baumarten scheint hier maßgeblich.

3. Der Waldumbau und die Vielfalt

Der Umbau der Kiefernreinbestände in strukturierte Mischbestände ist seit vielen Jahren in Brandenburg auf der Tagesordnung und zeigte schon erste Erfolge. Dabei werden unter Waldumbau verschiedene waldbauliche Maßnahmen verstanden, mit denen in Reinbeständen aus Nadelhölzern die Baumartenzusammensetzung, die Bestandesstruktur und das Altersklassenverhältnis gezielt verändert werden. Durch Pflegeeingriffe, Mischungsregulierung und Verjüngungsmaßnahmen wird ein gesteuerter Wechsel vom risikoanfälligen Altersklassenwald zum standortgerechten, gemischten, ungleichaltrigen, mehrschichtigen und naturnahen Wald angestrebt. Diese Waldbaumaßnahmen erfolgten aber vorwiegend auf besseren Standorten und überwiegend mit Stiel- und Traubeneiche. Derzeitig stockt im Land Brandenburg immer noch überwiegend die Kiefer auf den 405. 200 ha Z- und A- Standorten (Abb. 2). Auf Grund dieser standörtlichen Voraussetzungen, von denen 51% in der Klimastufe „trocken“ liegen, ist ein flächiger Waldumbau schwierig und wirtschaftlich teilweise fraglich. Diese Bereiche decken sich im Wesentlichen aber mit den Risikogebieten für Schadereignisse von nadel-fressenden Kieferschadinsekten. Ein intensives Waldschutzmonitoring, die somit rechtzeitige Prognose von Schadereignissen und

entsprechende Pflanzenschutzmaßnahmen haben bisher größere Waldverluste abgewendet. Auf diesen gefährdeten Flächen muss aber intensiver **präventiv** gearbeitet werden. Um dieses Risiko in der Zukunft zu senken, sind gerade hier waldbauliche Maßnahmen dringend notwendig, um die Gefährdung gegenüber Insektenmassenvermehrungen deutlich zu senken. Dabei muss besonderes Augenmerk auf die Förderung der natürlichen Gegenspieler gelegt werden, denn Parasitoide haben eine wichtige Bedeutung für die Stabilität unserer Wälder. Struktur- und Pflanzenartenvielfalt fördern die Tierartenvielfalt und damit das Potential an natürlichen Gegenspielern forstschädlicher Insekten. Generell steigt mit der Vielfalt der Pflanzen auch die Zahl der potentiellen Nebenwirte für natürliche Gegenspieler. (Kratowil und Schwabe 2007; Möller 2008 und 2011) Eine Option, um eine höhere Diversität der Bestände zu erreichen, ist die Schaffung von **Waldaußen- und -innenrändern** im Zuge der Waldumbaumaßnahmen. Die Schaffung von Waldinnenrändern in den komplexen Kiefernbeständen auf den A- und Z-Standorten ist die einzige pragmatische Möglichkeit die Biodiversität wirksam zu erhöhen, da großflächige Waldumbaumaßnahmen auf diesen Standorten nicht wirtschaftlich wären. Neben allen anderen positiven Effekten, die Waldränder mit sich bringen, sollte dabei ein besonderes Augenmerk auf die Erhöhung des Potentials an natürlichen Gegenspielern gelegt werden. (Abb. 3)

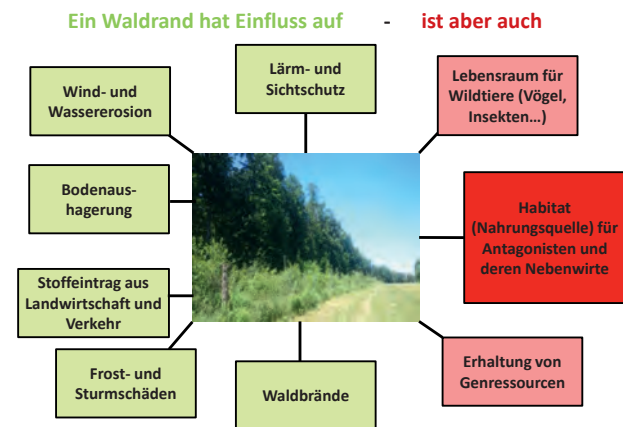


Abb. 3 Schutz- und Nutzfunktionen des Waldrand

Der aktuell praktizierte Waldbau im Land Brandenburg, der zum überwiegenden Teil mit Stiel- und Traubeneiche erfolgt, erhöht zwar die Biodiversität der vorhandenen Kiefernmonokulturen, bleibt aber mit dem Einbringen einer einzelnen weiteren Baumart und die Veränderung der Altersstruktur unter den Möglichkeiten (Abb. 4).

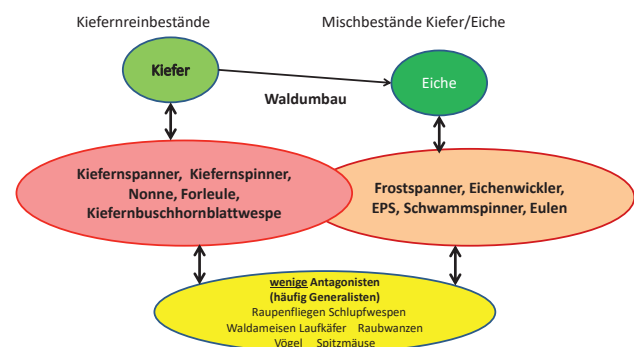
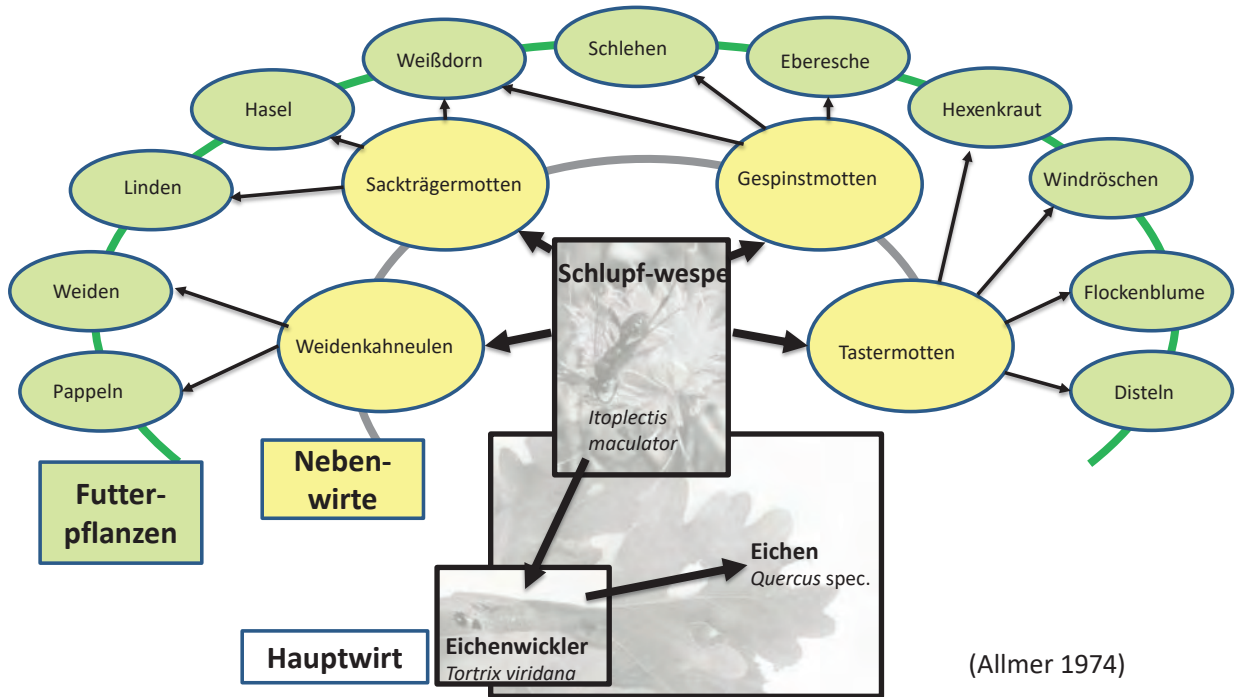


Abb. 4 Waldumbau mit Eiche



(Allmer 1974)

Abb. 5 Bedeutung zusätzlicher Pflanzen für potentielle Nebenwirte eines natürlichen Gegenspielers des Eichenwicklers (nach Allmer 1974)

Die Anzahl der Antagonisten erhöht sich, aber noch nicht in dem erforderlichen Umfang. Viele Antagonisten sind Generalisten, aber für das Niedrighalten der Schädlingsdichten auf Latenzniveau sind auch Spezialisten gefragt. So fehlen unter Umständen für die Vielzahl der Schadinsekten der Eiche die entsprechenden Antagonisten und die Nahrungsquellen für ihre Nebenwirte. In der Darstellung von Allmer (1974) (Abb. 5) wird deutlich, dass z.B. ein bedeutender Gegenspieler des Eichenwicklers (*Tortrix viridana*) die Schlupfwespe *Itoplectis maculata* in der Zeit der Latenz verschiedene Nebenwirte, Raupen anderer Schmetterlingsarten, für die Entwicklung der Larven benötigt. Alle diese Nebenwirte sind wiederum von Futterpflanzen abhängig, die Bestandteil eines Waldrandes sein können. Schon das Einbringen von Hasel, Weißdorn, Schlehe und Eberesche würde die Existenz von mindestens 2 Nebenwirten sichern. (Allmer 1974)

Somit hat Waldumbau unter Einbeziehung eines Waldrandes (Abb. 6) den Vorteil, dass sich eine große Vielzahl und

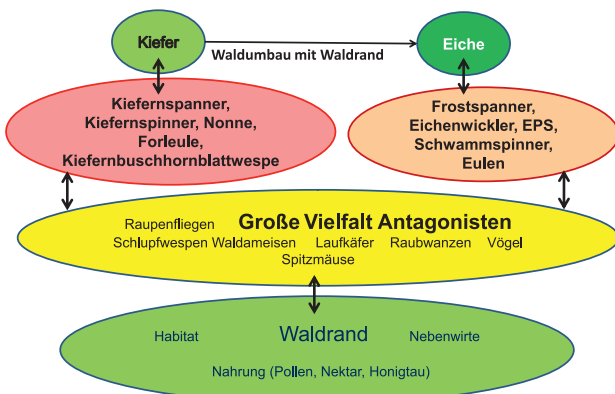


Abb. 6 Waldumbau mit Waldrand

Vielfalt von Antagonisten sowohl im Hinblick auf Schadinsekten der Kiefer, als auch der Eiche etablieren und Massenvermehrungen auf natürliche Art und Weise verhindert bzw. eingeschränkt werden können.

Strukturierte Waldaußen- und Waldinnenränder erhöhen mit der Artenvielfalt der Pflanzen, vor allem das Potenzial der Parasitoide durch das Angebot an Nebenwirten sowie das für viele adulte Antagonisten wie Schlupfwespen oder Raupenfliegen ganzjährig notwendige Nektar-, Pollen- und Honigtauangebot (Abb. 7).

Kiefer und Eiche liefern während der Blütezeit in begrenzten Umfang Pollen, aber keinen Nektar. Sind die Witterungsbedingungen günstig, so besteht ab dem Frühsommer die Möglichkeit der Honigtaubildung durch Läuse. Ohne Blühpflanzen des Waldrandes und des Krautsaums haben adulte Parasitoide nur eine unzureichende oder keine Nahrungsgrundlage, die von „Trachtenlücken“ geprägt sind. Besonders wichtig ist eine kontinuierliche Pollenversorgung, da dies die Funktion der Ovarien beeinflusst und somit entscheidend für die Bildung der Eier ist. Je besser die Nahrungsversorgung der Parasitoide über die gesamte Vegetationsperiode gewährleistet ist, desto schneller und erfolgreicher kann eine Massenvermehrung der Schadinsekten verhindert oder eingedämmt werden.

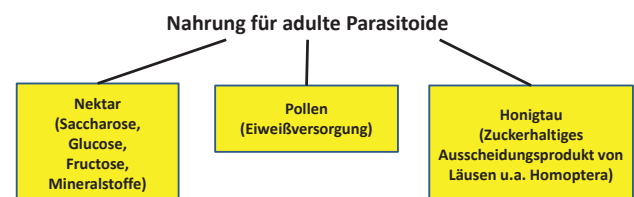


Abb. 7 Nahrungsversorgung adulter Parasitoide

4. Was ist möglich? - Waldrandgestaltung am Beispiel OPAL-Trasse

4.1. Hintergründe

Die Kiefernflächen der A- und Z-Standorte des Landes Brandenburg überschneiden sich mit den von HENTSCHEL (2018) identifizierten Risikogebieten für Schadereignisse von nadel-fressenden Kiefern-schadinsekten. Ausgerechnet auf diesen Waldflächen sind aber großflächige Waldumbaumaßnahmen wirtschaftlich fraglich. Die Frage ist, ob und wie Waldinnenränder realisierbar sind und welche Erfahrungen zur Eignung von Straucharten für schwierige Standortverhältnisse vorliegen. So entstand die Idee, die mit der Ostsee-Pipeline-Anbindungsleitung (OPAL)-Trasse angelegten und mit dem Bau der parallel dazu laufenden Europäische Gas-Anbindungsleitung (EUGAL)-Trasse wieder größtenteils bedrohten Waldränder für entsprechende Auswertungen zu nutzen. Ein Beispiel für die Anlage von Waldrändern war die Wiederaufforstung der OPAL-Arbeitstrasse. Im Jahr 2010 wurde auf einer Länge von 270 km von Nord nach Süd die OPAL-Trasse durch das Land Brandenburg gelegt. Davon waren auf einer Strecke von 170 km Waldflächen betroffen. Seitens eines Landschaftspflegebüros wurde ein einheitlicher Pflanzplan für alle Standorte von A bis K mit folgenden Sortimenten erstellt:

Bäume 1. Ordnung		Sortiment	Größe (cm)
Kiefer	<i>Pinus sylvestris</i>	2/0	15-30
Birke	<i>Betula pendula</i>	2/0	30-50
Traubeneiche	<i>Quercus petraea</i>	2/0	30-50
Stieleiche	<i>Quercus robur</i>	2/0	30-50
Bäume 2. Ordnung			
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	2/0	30-50
Eingrifflicher Weißdorn	<i>Crataegus monogyna</i>	2/0	30-50
Sträucher			
Faulbaum	<i>Frangula alnus</i>	2/0	30-50
Heckenrosen	<i>Rosa canina</i>	2/0	30-50

In der Stellungnahme zum landschaftspflegerischen Begleitplan der OPAL-Trasse schrieb die Autorin als Verantwortliche des LFB für die Durchführung der Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen der Trasse: „Es ist forstfachlich nicht vertretbar, wenn Faulbaum (*Rhamnus frangula*) und Eingrifflichen Weißdorn (*Crataegus monogyna*) auf ärmsten Standorten (A2) gepflanzt werden...“ (Dalitz 2011)

In der Literatur werden für den Faulbaum folgende Standortansprüche angegeben: „...auf sehr feuchtem (Moore, Erlenbrüche, Auenwälder) bis auf trockenem Substrat.“ (Schütt 1991) Für den Eingrifflichen Weißdorn wird in der Literatur (Amann 1993 und Licht 1994) ein anspruchsvoller Standort vorgegeben: „...auf nährstoffreichen, humosen, feuchten, basenreichen bis mäßig sauren Lehmböden...“ (Hecker 2006) Die in der Literatur angegebenen Standortansprüche für Faulbaum und Weißdorn entsprachen bei weitem nicht den vorhandenen Gegebenheiten eines armen Brandenburger Sandbodens.

Die Wiederaufforstung erfolgte im Herbst 2011 sowie im Frühjahr 2012 mit den genannten Pflanzensortimenten im Pflanz-

verband von 1,60 m x 1,00 m (6.250 Pflanzen je Hektar), wobei 70 % Bäume und 30 % Sträucher gepflanzt wurden. Es wurden auf einer Breite von 17 m Bäumen und Sträuchern gepflanzt und 2 m blieben als Krautsaum. Die gesamte Fläche wurde gezäunt und 3 Jahre lang gepflegt. Nachgebessert wurden nur Trauben- und Stieleichen, da laut Planfeststellungsbeschluss ein Ausfall von 30 % der Pflanzen toleriert werden sollten. Bis 2018 zog sich trotz großer Skepsis gegenüber dem Aufforstungskonzept ein gelungener Waldrand auf 170 km auf A- bis K- Standorten durch das Land Brandenburg.



Abb. 8 Bau der OPAL-Trasse 2010



Abb. 9 Wiederaufforstung der OPAL-Trasse 2014



Abb. 10 Wiederaufforstung der OPAL-Trasse 2018



Abb. 11 Zerstörung des Waldrandes durch den Bau der EU-GAL-Trasse 2019

4.2. Methode und Ergebnisse der Freilandaufnahmen zur Bewertung der Anwuchserfolge

4.2.1. Methode

Im Zeitraum von April bis Oktober 2018 wurden auf der gesamten Trassenlänge von 170 km mindestens 5.000 Pflanzen von jeder gepflanzten Art für die Standorte A2, Z2 und M2 (aufgeteilt in 10 Plots je Standort) erfasst. Untersucht wurden die Pflanzen u.a. auf folgende Kriterien:

- Anwuchsprozente
- Wuchshöhen
- Blühverhalten.

4.2.2. Anwuchserfolge

Im 7. Jahr nach der Pflanzung konnte sowohl bei den Bäumen als auch bei den Sträuchern eine relativ hohe Anwuchsrate verzeichnet werden. Es trat ein deutliches Gefälle hinsichtlich des Anwuchses der Bäume und der Sträucher von den M- Standorten hin zu den A-Standorten auf. Die Anwuchsdifferenzen zwischen den A- und den Z-Standorten waren bei allen Pflanzen nicht mehr so erheblich. Die größten Ausfälle waren trotz zweimaliger Nachbesserung vor allem auf den A- und den Z-Standorten bei den Bäumen (Trauben- und Stieleichen) zu verzeichnen. Trotzdem waren auf den ärmsten Standorten Brandenburgs die Traubeneiche mit 46 % und die Stieleiche mit 53 % angewachsen, sowie die Birke mit 81 %.

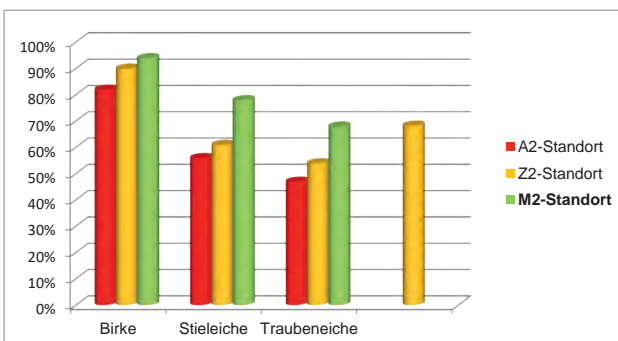


Abb. 12 Anwuchsprozente der Bäume

Alle Sträucher zeigten gegenüber den Eichen, ein wesentliches höheres Anwuchsprozent, die Heckenrosen waren sogar mit den Birken vergleichbar. Auf Grund der Tatsache, dass das durchschnittliche Anwuchsprozent über 70 % lag, mussten die Sträucher nicht nachgebessert werden. Bei den Sträuchern war die Standortsdifferenzierung hinsichtlich des Anwuchses relativ unerheblich (10 %). Entgegen der Aussagen von Schütt (1991), Amann (1993), Licht (1994) und Hecker (2006) und zeigten sowohl Faulbaum als auch Eingrifflicher Weißdorn überdurchschnittlich gute Anwuchsdaten auf den A- und Z-Standorten.

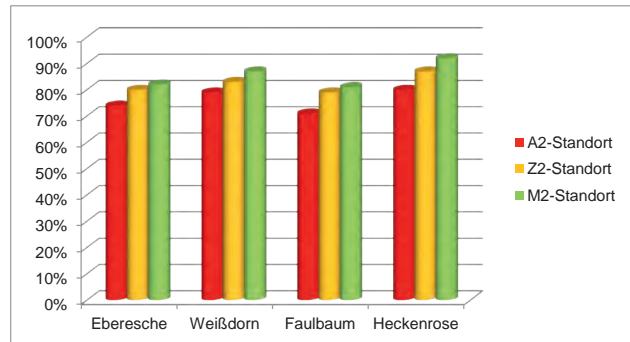


Abb. 13 Anwuchsprozente der Sträucher

Viel größere Differenzen gab es im Höhenwachstum, so waren die Traubeneichen auf einem A2-Standort nach 7 Jahren Wachstumsphase im Durchschnitt nur 1,05 m groß (Abb. 14). Erwartungsgemäß hatten sie keine waldbaulich wünschenswerte Wuchsform. Der Eingriffliche Weißdorn schaffte es auf diesen Standorten auf durchschnittlich 0,75 m (Abb. 15)



Abb. 14 Kleinwüchsige Traubeneiche auf einem A-Standort



Abb. 15 Kleinwüchsiger Eingrifflicher Weißdorn auf einem A-Standort

4.2.3. Blühverhalten

Eine viel größere Bedeutung hat das Blühverhalten der Sträucher für den Waldrand. So haben im 7. Jahr bereits auf den armen Standorten 25 % des Faulbaums, 29 % des Eingrifflichen Weißdorns, 36 % der Eberesche und 43 % der Heckenrosen geblüht (Abb. 16). Selbstverständlich war die Anzahl der Blüten und der Dolden auf den besseren Standorten bedeutend höher. Somit lieferten die Sträucher lebensnotwendigen Nektar und Pollen auch für die Versorgung adulter Parasitoide - und das über die gesamte Vegetationszeit von April bis August.

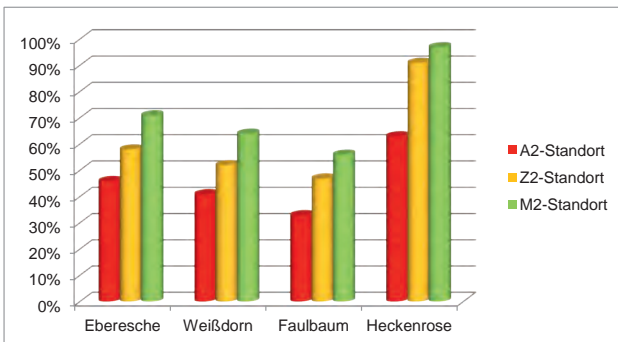


Abb. 16 Blühverhalten nach den Standorten

5. Fazit

Die ausgedehnten, gering strukturierten Kiefernreinbestände in Brandenburg haben eine geringe biologische Vielfalt und haben eine hohe Disposition gegenüber dem Massenaufreten von Schadinsekten. Die Risikogebiete sind identifiziert. Diese überlagern sich mit den armen und ziemlich armen Standorten, wo aber notwendige umfangreiche, großflächige Waldumbaumaßnahmen wirtschaftlich fraglich sind. Trotzdem oder gerade deshalb muss auf diesen Flächen umso intensiver präventiv gearbeitet werden, zudem im Waldumbauprogramm des Landes Brandenburg Wert auf integrierten Pflanzenschutz gelegt wird. Eine Option ist die Schaffung von Waldrändern. Durch die Pflanzenartenvielfalt der Baum-, Strauch- und Krautschicht wird die Tierartenvielfalt gefördert und damit auch das Potential an natürlichen Gegenspielern der Forstschadinsekten. Ein Waldrand muss dabei nicht entsprechend der Idealvorstellung aus einer 10 m breiten Krautzone, einer 5- 15 m breiten Strauch- und Baumzone, sowie einer 10 – 15 m breiten Übergangzone bestehen. Er muss geschaffen werden und vor allem auf allen Standorten und mit einem breiten Pflanzenartenspektrum. Dass das möglich ist, zeigen die Untersuchungen auf der OPAL-Trasse. Nur so ist es möglich, das hohe Potenzial natürlicher Gegenspieler – besonders der Parasitoide (Schlupf-, Brack-, Erz-, Zwergwespen) auszuschöpfen und so eine wirksame Regulierung der Populationsdichte von zu Massenvermehrungen fähigen Insekten in der Latenz zu erreichen. Dabei treten aus der Sicht des Waldschutzes die Parameter des Höhenwachstums und der Wuchsform hinter die prophylaktische stabilisierende Funktion der Bäume und Sträucher zurück. Die Pflanzen sind auch ein Lebensraum für Läuse und liefern den notwendigen Honigttau als Nahrung für adulte Antagonisten (u.a. Ameisen, Schlupfwespen, Raupenfliegen). Ein wichtiges Kriterium ist das Blühverhalten der Sträucher, so liefern sie während der Blütezeit Nektar und Pollen zur Versorgung der adulten Parasitoide. Zusätzlich sind sie Futterpflanze für die Nebenwirte der Gegenspieler. Für den Waldrand steht somit die Schutzfunktion im Vordergrund, als „Nutzen“ muss die biologische Vielfalt mit ihren Gratiskräften betrachtet werden. Waldränder sind auf den armen Standorten die einzige effektive Option zur Stabilisierung. Die Anlage ist zwar kostenintensiv und bringt einen hohen Pflegeaufwand mit sich, rentiert sich aber in der Zukunft. Besonders für die armen Standorte bedarf es aber noch Untersuchungen hinsichtlich:

- des Pflanzverbandes und der damit verbundenen Pflanzenzahl,
- des Pflanzenmaterials (Verfügbarkeit gebietsheimischer Sträucher und Bäume),
- der Pflanzengröße,
- des Alters,
- der Verwendung von Ballenpflanzen und
- der notwendigen Pflege (wann, wie oft, wie stark und wie lange).

Dazu wird ein Modellversuch im Landeswald gestartet.

Literaturverzeichnis

- ALLMER, F. (1974). *Umwelt ohne Gift?* Weinheim Verlag Chemie
- AMANN, G. (1993). *Bäume und Sträucher des Waldes*. Melungen: Verlag Neumann-Neudamm 16. Aufl.
- APEL, K.-H.; HAUSWIRTH, M.; RÖS, M. & WENK, M. (2004). *Schadgebiete der wichtigsten nadelfressenden Forstschadinsekten der Kiefer und Risikobewertung von Waldgebieten für das Nordostdeutsche Tiefland*. Beitrag Forstw. Landsch. ökologie 38: 14-18.
- BRANDES. (2010). Der Wert der biologischen Vielfalt. *abgerufen am 23.01.2019 von <https://mobil.wwf.de/reichtum-der-natur>*.
- DALITZ, B. (2011). *Stellungnahme zum LBP der OPAL-Trasse*. Königs Wusterhausen.
- FLASBARTH, J. (2009). *UGB-Forum* 3 S. 58-61.
- HECKER, U. (2006). *Bäume und Sträucher*. München: BLV Buchverlag GmbH & Co. KG.
- HENTSCHEL, R.; WENNING, A.; SCHRÖDER, J. & MÖLLER, K. (2016). *Vielfraß kontra Kahlfraß*. Eberswalde: Eberswalder Schriftenreihe Band 62.
- KRATOCHWIL, A. S. (2001). *Ökologie der Lebensgemeinschaften*. *UTB Wissenschaft*.
- LICHT, W. (1994). *Sträucher*. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlags GmbH&Co.
- MÖLLER, K. (2008). *Was bringt biologische Vielfalt für den Waldschutz?* Eberswalde: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. XXXVI 41-47.
- MÖLLER, K. (2011). *David gegen Goliath- Wie winzige natürliche Gegenspieler von Forstschadinsekten wirken und Entscheidungen über Insektizideinsätze beeinflussen*. Eberswalde: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 47: 60-65.
- P. SCHÜTT, J. S. (1991). *Lexikon der Baum- und Straucharten*. München: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- SCHAFELLNER, C. & MÖLLER, K. (2019). Blatt- und nadel-fressende Insekten In: Wohlgemuth T., Jentsch A., Seidl. R. (eds.) *Störungsökologie*. *UTB-Reihe*, S. 212-235.
- WILSON, E. (1997). *Der Wert der Vielfalt*. Zürich: Piper München.

Herkunftsversuche als Bewährungsprobe bei Witterungsextremen: Südosteuropäische Herkünfte der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* MATT. LIEBL.) in Brandenburg – Eine erste Auswertung

RALF KÄTZEL, FRANK BECKER, GRIT KANTER, NINO HLAWATI & SONJA LÖFFLER

1 Hintergrund

Zu den weitreichenden Strategien der Klimaanpassung der Wälder gehört u. a. ein Fünf-Stufen-Programm, das mit der Optimierung der Anpassungsfähigkeit der heimischen Baumarten und Herkünfte beginnt und bis zu Anbauversuchen mit bisher nicht geprüften fremdländischen Baumarten (sogenannten Alternativbaumarten) reicht. Dieses Konzept schließt die Neuanlage von Herkunftsversuchen von heimischen Baumarten mit Provenienzen aus anderen Klimaregionen ein (Stufe 3) (Tab. 1).

Tab. 1: Stufenkonzept zur Klimaanpassung hinsichtlich Baumarten- und Herkunftswahl

Stufe	Aufgabe	Beispiele
1	Optimierung der Anpassungspotenziale heimischer Baumarten	Bewertung aller Saatgutbestände
2	Erweiterung des Baumartenspektrums mit mehr Nebenbaumarten	Weiß-Tanne, Elsbeere, Lindenarten, Hainbuche
3	Anbauversuche mit fremden Herkünften heimischer Baumarten	Trauben-Eiche, Rot-Buche
4	Bewertung etablierter fremdländischer Gehölzarten (2. u. 3. Generation) hinsichtlich ihrer Klimaanpassung	Rot-Eiche, Robinie, Douglasie, Zerr-Eiche, Eichenhybriden mit Flaumeiche, Edelkastanie
5	Anbauversuche mit bisher nicht geprüften fremdländischen Baumarten	Baumhasel, Ung. Eiche, Orient-Buche, Aleppo-Kiefer

Seit fast drei Jahrzehnten ist der Waldumbau in Brandenburg mit großen Flächenanteilen auf die heimische Trauben-Eiche fokussiert. Angesichts erhöhter Mortalitätsraten und verminderter Vitalitätszustände der Eiche insbesondere nach Trockenjahren drängte sich die Frage auf, ob südosteuropäische Traubeneichen-Herkünfte zukünftig einen risikoärmeren Eichenanbau ermöglichen und die lokalen Herkünfte ersetzen könnten.

Bereits innerhalb Deutschlands werden für die Trauben-Eiche 13 und für die Stiel-Eiche neun Herkunftsgebiete auf der Grundlage der ökologischen Grundeinheiten unterschieden. Das Bundesland Brandenburg schneidet die Herkunftsgebiete Ostdeutsches Tiefland, Heide- und Altmark und Ostsee Küstenraum. Innerhalb ihres großen europäischen Verbreitungsgebietes gehören Trauben-Eichen zur natürlichen Vegetation noch trockenerer, zumeist mediterraner Wuchsräume und zeigen hier eine hohe Anpassungsfähigkeit (RELLSTAB et al. 2016). Bei Betrachtung der regionalen Standortbedingungen innerhalb des gesamten Verbreitungsgebietes der Trauben-Eiche wird deutlich, dass sich die Baumart im Laufe ihrer evolutiven Entwicklung Habitate erschließen konnte, die seit langem durch niederschlagsarme oder winterwarme Wuchsbedingungen gekennzeichnet sind. Es ist daher davon auszugehen, dass sich in diesen Regionen Eichenpopulationen mit einer hohen Trockenstresstoleranz entwickelt haben.

Ob allerdings (süd)-osteuropäische Eichenherkünfte eine potenzielle Saatgutquelle für künftige brandenburgische Eichenbestände werden könnten, bedarf der kritischen experimentellen Überprüfung, zumal Witterungsextreme nicht nur als Dürrephasen auftreten. Die (Spät-)Frosttoleranz und eine abweichende Photoperiode sind weitere Anpassungskriterien für die Herkunftsempfehlung (KONNERT 2009). Inwiefern fremdländische Trauben-Eichen-Herkünfte auch hinsichtlich der Frosttoleranz und Austriebsphänologie, der Wuchsleistung und der Pflanzenqualität überzeugen können, wird auf vier Versuchsflächen in Brandenburg untersucht. Über erste Ergebnisse zur Entwicklung von ukrainischen, bulgarischen, rumänischen, griechischen, österreichischen und rheinland-pfälzischen Herkünften der Trauben-Eichen im Vergleich zu brandenburgischen Herkünften wird nachfolgend berichtet.

2 Zielstellung

Die im Jahre 2015 eingerichteten Herkunftsversuche sollen mittelfristig eine Bewertung der Anbaufähigkeit der Trauben-Eiche unter den Bedingungen des Klimawandels leisten. Folgende Untersuchungsziele stehen im Vordergrund:

- Bewertung des adaptiven Potenzials verschiedener Trauben-Eichen-Herkünfte unter den Standortbedingungen Brandenburgs zur Ableitung von Herkunftsempfehlungen,
- Erfassung der Variation zwischen und innerhalb der Herkünfte bezüglich Wachstum, Qualität, Phänologie, Vitalität, Frosthärte, Trockenstresstoleranz, Schaderregbarkeit,
- Vergleich der Untersuchungsmerkmale zwischen vier unterschiedlichen Standorten Brandenburgs, einschließlich unterschiedlicher Übershirmung zur Überprüfung der Genotyp-Umwelt-Interaktion (GUI),
- Bewertung der Risiken bei der Verwendung fremder Eichenherkünfte.

Im Ergebnis der Untersuchungen wäre jene Herkunft am besten geeignet, die unter künftigen Wuchsbedingungen extreme klimatische Perioden überleben kann und die meisten forstlich wünschenswerten Merkmale vereinigt.

3 Herkünfte

Herkünfte sind per Definition Populationen einer Art, die reproduktiv voneinander getrennt sind. Unter den verwendeten acht Herkünften stammen drei Herkünfte aus Deutschland mit Saatgut aus Rheinland-Pfalz (RP, Herkunftsgebiet 81808: Pfälzer Wald) und Saatgut von zwei unterschiedlichen Standorten Brandenburgs (BB I und BB II), welche gemäß Herkunftsgebietsverordnung für die Trauben-Eiche

Tab. 2: Übersicht der klimatischen Bedingungen der ausgewählten Herkünfte an den Ursprungsorten

Herkunft	Land	Koordinaten	Ortsnähe	Jahresnieder-schlag (MW)	Jahrestemperatur (MW)	Höhe
				mm/Jahr	°C/Jahr	m ü NN
Brandenburg I	D	N52.477032;E014.242066	Heinersdorf	551	8,6	85
Brandenburg II	D	N52.893017;E013.884367	Chorin	555	8,4	55
Rheinland-Pfalz	D	N41.768551;E023.103451	Johanniskreuz	670	8,4	480
Österreich	A	N39.424767;E022.976067	Göllersdorf	535	9,2	254
Ukraine	UA	N48.528950;E016.161917	Kodyma	450	7,9	288
Rumänien	RO	N49.335384;E07.826517	Lasi	517	9,6	220
Bulgarien	BG	N47.074451;E027.700533	Gorna Breznitsa	533	14	750
Griechenland	GR	N48.097466;E029.114500	Florina	623	11	824

dem gleichen Herkunftsgebiet (81804: Ostdeutsches Tiefland) angehören (BLE 2017). Weiter wurde Saatgut von fünf Herkünften außerhalb Deutschlands verwendet: Österreich (A), Ukraine (UA), Rumänien (RO), Bulgarien (BG) und Griechenland (GR). Bei dem Saatgut handelte es sich überwiegend um einzelbaumweise Absaaten von 20-30 Mutterbäumen je Herkunft (Tab. 2, Abb. 1 und 2).

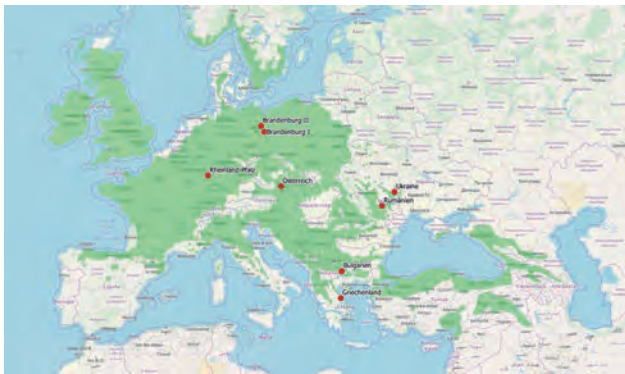


Abb. 1: Lage der Herkunftsgebiete der ausgewählten Provenienzen innerhalb des Verbreitungsgebiets der Trauben-Eiche

4 Pflanzenanzucht

Im Herbst 2011 erfolgte zunächst die Aussaat von Eicheln aus fünf Herkunftsländern (Brandenburg I, Rheinland-Pfalz, Österreich, Rumänien, Ukraine) in der Forstbaumschule (FBS) Stadtsee in Eberswalde (Abb. 3). Nach vorerst recht milden Temperaturen zum Jahresbeginn 2012 folgte am 6. Februar 2012 ein strenger Temperatureinbruch mit Barfrost und einer Temperatur von etwa -25 °C. Dies führte zu einer nahezu vollständigen Vernichtung aller Saaten unabhängig von der Herkunft. Lediglich 423 Jungpflanzen überlebten den Frost, was einer mittleren Überlebensrate der Grundgesamtheit von 0,84 % entspricht. Das Saatgut aus Österreich zeigte die höchste Überlebensrate mit 1,2 %, hingegen die Herkünfte Rumänien und Rheinland-Pfalz die geringste mit jeweils 0,6 %.

Unter diesen Voraussetzungen musste der Versuch im Jahr 2012 neu gestartet werden. Gleichzeitig erfolgte eine Erweiterung auf acht Herkünfte. Saatgut aus Rumänien wurde neu beschafft. Aus Brandenburg wurde Saatgut aus einem zwei-



Abb. 2: Impressionen von den Ausgangsbeständen für die Saatguternte der Herkünfte aus Rumänien (a), Bulgarien (b), der Ukraine (c) und Brandenburg II (d)

ten Bestand (BB II) beerntet. Zusätzlich kam Saatgut aus Bulgarien und Griechenland hinzu. Um das Risiko erneuter Ausfälle zu mindern, wurde das vorhandene Saatgut geteilt.

Neben der Freilandanzucht in der Forstbaumschule Stadtsee wurde ein Teil des Saatgutes im Gewächshaus der Fa. TINPLANT (Biotechnik und Pflanzenvermehrung GmbH, Wanzleben-Börde) als Containerpflanze angezogen (Abb. 4). Nach dem Winterlager wurden die Eicheln im Februar 2013 in Topfsubstrat C420 (Firma Stender) gesteckt. Nach Austrieb der ersten Blattpaare erfolgte eine Überführung in Kulturräume bei Verwendung von Natriumdampflampen (16 h

Tag/Nacht-Rhythmus, 20-25 °C). Im April 2013 wurden die Jungpflanzen in die Foliengewächshäuser überführt. In den Gewächshäusern herrschten im Sommer 30-35 °C, wohingegen im Winter nur geheizt wurde, damit die Wurzelballen nicht durchfrieren (ab -5 °C). Die Bewässerung erfolgte nach Bedarf manuell (mäßig feucht). Die Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Anzahl angezogener Pflanzen beider Anzuchtverfahren.



Abb. 3: Einzelbaumweise Aussaat der Eichen in der FBS Stadtsee



Abb. 4: Erneute Anzucht von Eichen im Jahre 2014 als Containerpflanze im Gewächshaus

Tab. 3: Anzahl angezogener Pflanzen in den Jahren 2012 (blau) und 2013 (schwarz) nach Anzuchtverfahren

Herkunft	wurzelackt	Container	Gesamt
Brandenburg I	429	146	575
Brandenburg II	3500		3500
Rheinland-Pfalz	51		51
Österreich	139		139
Ukraine	52		52
Rumänien	2762	1318	4080
Bulgarien	1599	3422	5021
Griechenland		286	286

Insgesamt konnten mittels beider Anzuchtverfahren 13.704 Traubeneichen angezogen werden. Davon 4.848 aus der FBS Stadtsee als Summe aus beiden Anzuchtjahren (2012, 2013). Keine der beiden Anzuchtvarianten zeigte eindeutige Vorteile. Bei der rumänischen Herkunft erwies sich z.B. die Freilandanzucht mit einem Auflaufertag von 56 % erfolgreicher gegenüber der Containeranzucht (28 %), während sich die Anwuchserfolge der bulgarischen Herkunft umgekehrt verhielten (FBS = 25 %; Container = 48%). Die teilweise hohen Ausfälle waren auf einen Befall mit Schwarzer Eichelhäule und dem Eichelbohrer zurückzuführen.

5 Versuchsflächen und Versuchsanlage

Die aus den beiden Anzuchtaktionen der Jahre 2011 und 2012/13 hervorgegangenen Eichenpflanzen wurden im Frühjahr 2015 (Ausnahme Brandenburg II im Herbst 2015) auf vier Versuchsflächen Neuthymen, Rarangsee, Hubertusstock und Tannenwald ausgepflanzt (Tab. 4, Abb. 5). Die bedeutendste Versuchsfläche wurde im Forstrevier Neuthymen auf einem ehemaligen Wildacker mit mittlerer bis kräftiger Nährkraft als Freifläche mit allen acht Herkünften und 5.092 Pflanzen angelegt. Die Anlage erfolgte in einem 3 x 3 m Pflanzenverband, in dessen Zwischenräume Schwarz-Erlen gepflanzt wurden. Je nach vorhandener Pflanzenanzahl/ Herkunft wurden bis zu drei Parzellen im Blockversuch angelegt (Tab. 5).

Mit den individuenreichen Herkünften Brandenburg II, Rumänien und Bulgarien konnten drei weitere Versuchsflächen (Rarangsee, Hubertusstock und Tannenwald) als Voranbau unter Kieferschirm angelegt werden, wobei die Pflanzung der Herkunft Brandenburg II erst im Spätherbst 2015 durchgeführt wurde. Im Gegensatz zur Freifläche wurde eine Bodenbehandlung mit Pflug bzw. Fräse vorgenommen. Die

Tab. 4: Lage und Charakteristika der vier Herkunftsversuchsflächen

Versuchsfläche	Forstort	Standort	Fläche	Typ
Neuthymen	LObf Steinförde (Abt. 3355 y ²)	Bergrader Sand-Braunerde (BgS) Stamm-Nährkraftstufe M'	8,1 ha	Freifläche, Klimastufe: f
Rarangsee	LObf Groß Schönebeck (Abt. 231 a1)	Finowtaler Sand-Braunerde (FtS) Stamm-Nährkraftstufe M''''	7,1 ha	Kieferschirm (Kiefer 118 J.); B° 0,46; Klimastufe: m, Pflugstreifen
Hubertusstock	LObf Groß Schönebeck (Abt. 167 b1)	Bergrader Sand-Braunerde (BgS), Lehmunterlagert, Stamm-Nährkraftstufe K	4,7 ha	Kieferschirm (Kiefer 161 J.); B° 0,41; Klimastufe: m, Pflugstreifen
Tannenwald	LObf Peitz (Abt. 161 a4)	Nedlitzer Sand-Braunerde (NeS mit M''''') und Bärenthorener Sand-Braunerde (BäS mit M'')	3,4 ha	Kieferschirm (Kiefer 93 J.); B° 0,5; Klimastufe: t, Pflug- und Frässtreifen

Auspflanzungen von wurzelnackten und Container-Pflanzen erfolgte parzellen- bzw. reihenweise getrennt und markiert.

Tab. 5: Anzahl angepflanzter Trauben-Eichen auf den vier Versuchsflächen im Jahr 2015

Herkünfte	Versuchsfläche			
	Neuthymen	Rarangsee	Tannenwald	Hubertusstock
Brandenburg I	584	/	/	/
Brandenburg II	934	1500	350	950
Rheinland-Pfalz	50	/	/	/
Österreich	141	/	/	/
Ukraine	55	/	/	/
Rumänien	1540	1485	400	681
Bulgarien	1500	1535	987	1033
Griechenland	288	/	/	/
Gesamt [n]	5.092	4.520	1.737	2.664

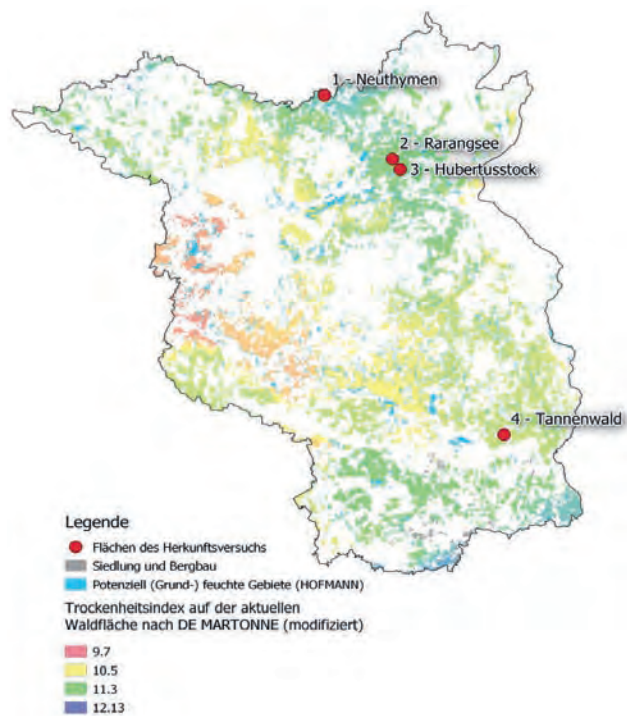


Abb. 5: Lage der Versuchsflächen im Land Brandenburg



Abb. 6: Versuchsanlage Neuthymen im Jahr 2015 mit verwendeten Herkünften und Parzellenzuordnung (hier BB 1 = BB I, BB 1a = BB II)

6 Untersuchungsprogramm

Für die vielfältigen Untersuchungen wurden je Herkunft, Parzelle und Versuchsfläche eine Anzahl von Versuchsbäumen ausgewählt, eingemessen und markiert (Tab. 6 und 7). Bei Ausfällen wurden Ersatzbäume ausgewählt.

Tab. 7: Anzahl der permanenten Probestämme je Versuchsfläche

Herkunft	Versuchsflächen			
	Neuthymen	Rarangsee	Hubertusstock	Tannenwald
Brandenburg I	20			
Brandenburg II	20	30	30	24
Rheinland-Pfalz				
Österreich	30			
Ukraine	30			
Rumänien	60	30	30	32
Bulgarien	60	30	30	32
Griechenland	60			
gesamt	310	90	90	

7 Ergebnisse

7.1 Genetische Differenzierung der Herkünfte

Unmittelbar nach der Versuchsanlage erfolgte die genetische Differenzierung der Eichenherkünfte anhand von Chloroplasten-Haplotypen (cpDNA). Die Untersuchungen beruhen u. a. auf den Ergebnissen von PETIT et al. (2002), die eine deutliche genetische Differenzierung verschiedener Refugialgebiete der Eiche auf der Grundlage von Chloroplasten-Mikrosatelliten (ucd4, udt1, udt4) zeigen. Die genetische Variation in den untersuchten cpDNA-Bereichen wurde zu Haplotypen zusammengefasst und entsprechend PETIT et al. (2002) und GAILING et al. (2009) in einen Farbcode übertragen. Insgesamt war jede Herkunft mit 15 Blattproben repräsentiert.

Die cpDNA-Analysen belegen erneut, dass bei der Eiche große genetische Unterschiede zwischen Populationen hinsichtlich der allein über den Samen weitergegebenen genetischen Information bestehen. Die Herkunft Brandenburg zeigt für alle Proben uniform den Haplotypen 1, der auf einen Ursprung im italienischen Refugium hindeutet (vgl. RÜFFER und KÄTZEL 2006). Der Haplotyp 5 kommt mit 60 % ausschließlich in den Bäumen aus Griechenland vor. Rheinland-Pfalz und Österreich zeigen jeweils zu 100 % den Haplotypen 7. Der Haplotyp 7 ist häufiger im Süden und Südosten Europas zu finden, kommt aber auch in Italien vor. Die Haplotypen 26 und 27 wurden im Rahmen der vorliegenden Analyse erstmalig definiert. Es handelt sich um bisher unbekannte Haplotypen, die möglicherweise auch auf eine Beimischung mit anderen Arten (z. B. *Q. pubescens*) hindeuten. Der Haplotyp 26 kommt in Rumänien und der Ukraine vor, der Haplotyp 27 nur in Griechenland. Die bulgarische Herkunft weist nur den Haplotypen 10-11 auf, dieser ist in Westeuropa häufig und daher in Bulgarien nicht unbedingt zu erwarten gewesen. Mit Ausnahme der griechischen Eichen wurden alle Probestämme einem einzigen Haplotyp zugeordnet, was auf einen jeweils einheitlichen Ursprung hindeutet.

Tab. 6: Untersuchungsprogramm nach Schwerpunkten und Intensität von 2015 bis 2018

Parameter	Fläche			
	Neuthymen	Rarangsee	Hubertusstock	Tannenwald
Genetische Differenzierung	2015			
Anwuchserfolg, Mortalität	September 2015	September 2015	September 2015	September 2015
Phänologie des Blattaustriebs	2016, 2017, 2018	2016, 2017, 2018	2018	
Frostschäden	2016, 2017	2017		
Vitalität, Schäden (Dürre, Mehltau, Fraß)	2017, 2018	2017, 2018	2018	
Wuchshöhe	2016, 2017, 2018	2016, 2017, 2018	2018	2015, 2018
Wurzelhalsdurchmesser	2018	2018	2018	
Wuchsqualität, Habitus	2018	2018	2018	
Biomarker für Stresstoleranz	2015, 2016, 2018	2016, 2018	2018	2018
Meteorologische Daten (Temp.)	2017, 2018	2017		
Strahlung (fish eye)		2018	2018	

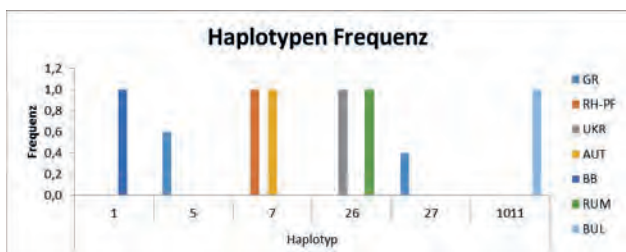


Abb. 7: Genetische Differenzierung der einzelnen Herkünfte auf der Grundlage der Haplotypenhäufigkeiten (cpDNA) (Abb. Fa. ISOGEN, Göttingen)

7.2 Anwuchserfolg und Mortalität

Der höchste prozentuale Anwuchserfolg vitaler Eichen konnte auf der Versuchsfläche Neuthymen bei der Herkunft Griechenland (86,4 %) vor den rumänischen (85,6 %) und ukrainischen Eichen (82,7 %) beobachtet werden. Die Herkünfte zeigten nur geringe Ausfälle. Auch bei allen anderen ausländischen Herkünften blieben die Absterberaten gering. Überraschender Weise zeigten die beiden deutschen Herkünfte Rheinland-Pfalz (68,6 %) und Brandenburg I (73,2 %) den geringsten Anwuchserfolg und die höchsten Mortalitätsraten im ersten Standjahr (Mortalität RP: 9,8 %, BB I: 8,3 %) (Abb. 8).

Signifikante Unterschiede zwischen den Anzuchtverfahren (Container und wurzelnackt) waren nicht zu beobachten. Während z. B. bei den rumänischen Eichen die wurzelnackten Pflanzen den höheren Anwuchserfolg erreichten, waren es bei der bulgarischen Herkunft die ehemaligen Containerpflanzen. Auch auf allen anderen Versuchsflächen waren die Ergebnisse uneinheitlich.

Auf der kiefernüberschirmten Versuchsfläche Tannenwald wuchsen sowohl die bulgarischen (83,8 %) als auch rumänischen Eichen (96,1 %) noch besser an als auf der Freifläche. Auf der Versuchsfläche Rarangsee wurde annähernd die gleiche Anzahl lebender und geschädigter Eichen beider Herkünfte bonitiert. Tendenziell wurde die höchste Mortalitätsrate auf der Fläche Hubertusstock (BG: 14,8 %, RO: 7,5 %) beobachtet.

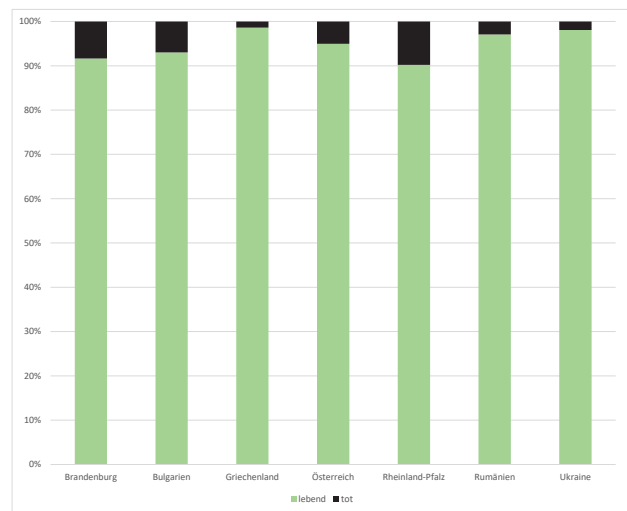


Abb. 8: Anwuchserfolg und Mortalität der Eichen differenziert nach Herkünften auf der Versuchsfläche Neuthymen am Ende des ersten Standjahres

Beim Vergleich der Mortalität der Pflanzen zwischen Pflugstreifen und Fräsvariante auf der Versuchsfläche Tannenwald zeigten die Eichen in den Pflugstreifen eine geringfügig höhere Überlebensrate. In der Pflugvariante waren 3,4 % der Eichen abgestorben (Fräse: 5,7 %).

7.3 Vitalität

In den Folgejahren wurden die Eichen jährlich im Sommer hinsichtlich ihrer Vitalität nach fünf Vitalitätsstufen VS 0 bis VS 4 (0 = vital, 4 = abgestorben) bonitiert. Im Jahr 2017 wurde die Mehrzahl der brandenburgischen (Bestand I: 81,2 %), bulgarischen (56,2 %), ukrainischen (50 %) und rumänischen Eichen (50 %) als vital eingestuft (VS 0). Die Herkunft Rheinland-Pfalz zeigte ausschließlich vitale Eichen. Bei der Herkunft Brandenburg II (62,5 %) und Griechenland (56,2 %) wurden überwiegend schwach geschädigte Trauben-Eichen bonitiert (VS 1). Die österreichischen Eichen zeigten in ihrer Grundgesamtheit je 50 % keine Symptome und leichte Schäden. Die mittlere Vitalität der Herkünfte Brandenburg

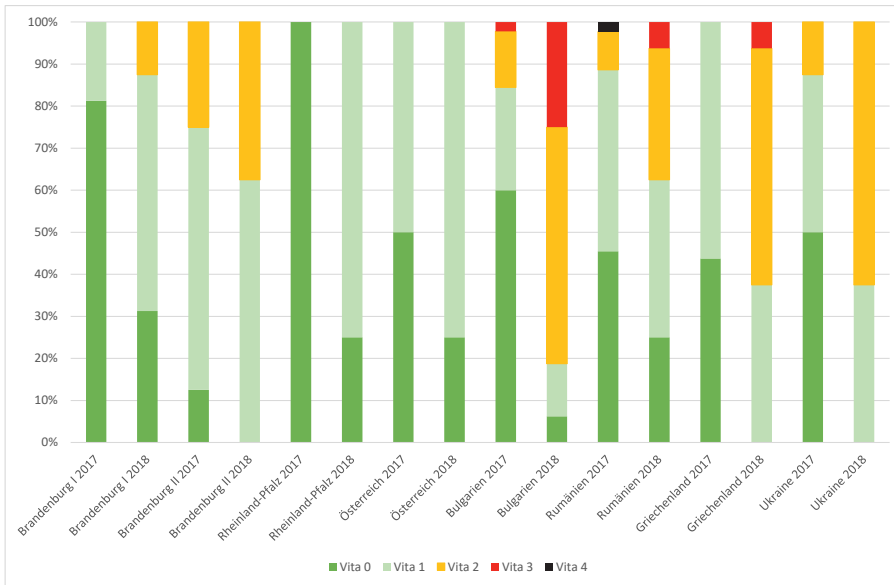


Abb. 9: Prozentualer Anteil unterschiedlicher Vitalitätsstufen der Eichen auf der Versuchsfläche Neuthymen differenziert nach Herkünften in den Jahren 2017 und 2018

I und Rheinland-Pfalz war signifikant verschieden zu allen anderen Herkünften. Mittelstarke Schäden (VS 2) wurden bei vier Herkünften beobachtet (UA, BG, BB II, RO; Abb. 9). Zwischen den zwei Anzuchtverfahren wurden keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der mittleren Vitalität ermittelt. Die Container-Pflanzen der Herkünfte Bulgarien und Rumänien waren auf der Freifläche geringfügig vitaler (VS 0 BG = 50 %, RO = 41,7 %, vgl. Schirm VS 0: BG = 40 %, RO = 6,7 %).

Auf der Versuchsfläche Rarangsee war 2017 keine Herkunft stark geschädigt oder abgestorben (Abb. 10). Bei der Mehrzahl der brandenburgischen Eichen (BBII) wurden keine Schadenssymptome (55 %) sichtbar. Bei den Herkünften Rumänien und Bulgarien überwog tendenziell die Vitalitätsstufe 1 (schwach geschädigt, RO: 53,33 %, BG: 50 %). Einige rumänische und bulgarische Pflanzen zeigten mittelstarke Schädigungen (VS 2). In Bezug auf die mittlere Vitalität wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Herkünften festgestellt.

Durch den Vergleich beider Anzuchtvarianten auf den Versuchsflächen Neuthymen und Rarangsee konnte insgesamt eine höhere Vitalität (VS 0) bei der wurzelnackten Variante der Herkünfte Rumänien und Bulgarien beobachtet werden.

7.4 Wachstum

7.4.1 Baumhöhen

Auf den Versuchsflächen Neuthymen, Rarangsee und Tannenwald wurde das Wachstum der Eichen mit der Gesamthöhe (bis zur Spitzenknospe) erstmalig am 20.04.2016 erfasst. In den darauffolgenden Jahren wurde die Höhen der Eichen auf den Flächen Neuthymen und Rarangsee erneut am Ende der Vegetationsruhe gemessen und der Zuwachs berechnet.

Aufgrund der unterschiedlichen Anzuchtkampagnen sind die Eichen der Herkünfte Österreich, Griechenland, Rheinland-Pfalz und der Ukraine ein Jahr älter als die bulgarischen, rumänischen und brandenburgischen (I) Eichen. Die Pflanzen der Brandenburger Herkunft II sind am jüngsten, was bei der Bewertung des Wachstumserfolges zu berücksichtigen ist.

Bei der letzten Aufnahme vor der Vegetationsperiode 2018 auf der Versuchsfläche Neuthymen waren die größten Eichen mit einer Höhe von 150 cm in den Herkünften Ukraine und Österreich. Ausgehend von der mittleren Höhe (108,8 cm) waren die Traubeneichen der Herkunft Österreich am größten. Erwartungsgemäß waren die jüngeren Eichen der Herkunft Brandenburg II noch am kleinsten (MW: 56 cm). Die Werte der Herkünfte Rheinland-Pfalz (MW: 100,3 cm), Österreich (MW: 109 cm) und Brandenburg I (MW: 105 cm) lagen relativ nah beieinander. Die südlichen Herkünfte (Ukraine, MW: 94 cm; Rumänien: 79 cm; Bulgarien: 71 cm) waren etwas kleiner, was jedoch nur für die ältere ukrainische Herkunft aussagekräftig ist. Berücksichtigt man das abgestufte Alter der Pflanzen, so ist die heimische Herkunft aus Brandenburg (I) am wuchsfreudigsten (Abb. 11).

Auf den übershirmten Versuchsflächen Rarangsee und Hubertusstock bestanden zwischen den Höhen der drei Herkünfte keine signifikanten Unterschiede. Eine rumänische Eiche auf der Versuchsfläche Hubertusstock war mit 175 cm der höchste Baum aller Versuchsflächen. Die rumänischen Eichen waren hier mit 107 cm auch die durchschnittlich höchsten, gefolgt von der etwas jüngeren Brandenburger Herkunft II (MW: 92 cm) und den bulgarischen Eichen (MW: 85 cm).

Insgesamt streuen die Einzelhöhen auf den übershirmten Flächen viel stärker in Abhängigkeit vom unterschiedlichen Lichtangebot und der Wurzelkonkurrenz der Oberstandskiefern. Auf der Versuchsfläche Rarangsee variierten z. B. die Höhenwerte der bulgarischen Eichen zwischen 34 cm und 150 cm am meisten (MW: 80 cm). Die aus der Herbstpflanzung hervorgegangenen Eichen der Brandenburger Herkunft (II) folgten dicht darauf mit 79,5 cm. Den höchsten Mittelwert der Baumhöhen erreichte auch hier die Herkunft Rumänien mit 88 cm.

7.4.2. Wurzelhalsdurchmesser

Vor der Vegetationsperiode 2018 erreichten die Traubeneichen der Herkunft Österreich auf der Freifläche mit 19,1 mm den höchsten mittleren Wurzelhalsdurchmesser. Wie auch bei der Baumhöhe wurden bei den jüngeren Pflanzen der Herkunft Brandenburg II die geringsten Wurzelhalsdurchmesser

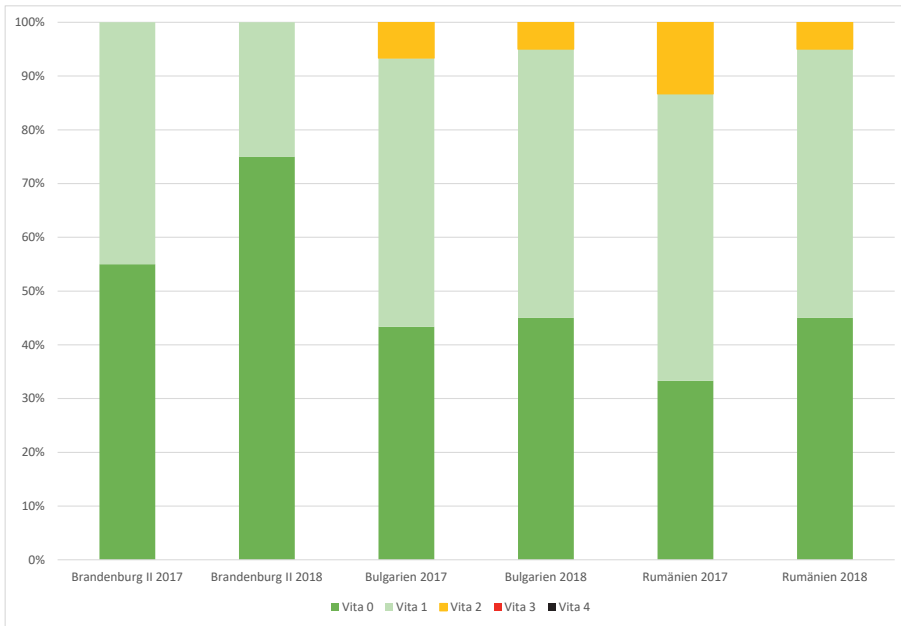


Abb. 10: Prozentualer Anteil unterschiedlicher Vitalitätsstufen der Eichen auf der Versuchsfläche Rarangsee differenziert nach Herkünften in den Jahren 2017 und 2018

gemessen. Die Mittelwerte der Herkünfte Rheinland-Pfalz, Ukraine, Österreich sowie Brandenburg I liegen relativ nah beieinander (MW zwischen 16,3 mm (UA) und 17,5 mm (BBI)). Unter den südlichen Herkünften sind die rumänischen Eichen mit 13,4 mm am durchmesserstärksten (Abb. 12).

Auf der übershirmten Versuchsflächen Hubertusstock und Rarangsee waren die Eichen durchmesserschwächer als auf der Freifläche. Im Vergleich beider Flächen waren die rumänischen Eichen in Hubertusstock (MW: 14,1 mm) dicker als im Revier Rarangsee (11,8 mm). Eine mittlere Position nahmen die Brandenburger Eichen ein (Hubertusstock: MW: 13,0 mm; Rarangsee: MW: 12,3 mm). Die durchmesserschwächsten Eichen kamen jeweils aus Bulgarien (Hubertusstock: MW: 11,1 mm; Rarangsee: MW: 11,9 mm), ohne dass die geringfügig unterschiedlichen Mittelwerte bei gleichzeitig hohen Streuungen das Signifikanzniveau erreichten.

7.5 Austriebsphänologie

Die phänologische Entwicklung des Blattaustriebs wurde anhand von fünf phänologischen Phasen (P1 Knospenruhe bis P5 Vollaustrieb) jährlich im Frühjahr bonitiert (Abb. 13). Wies eine Trauben-Eiche mehrere Entwicklungsphasen auf, so wurde diese Pflanze in die höhere phänologische Phase eingestuft. Durch Einschätzung der vorhandenen Entwicklungsphase jeder ausgewählten Pflanze (inkl. Herkunft) und anschließender Addition der Anzahl bonitierter Eichen innerhalb der phänologischen Phasen P1 bis P5 konnte das phänologische Mittel als kumuliertes Verfahren bestimmt werden (LÖFFLER et al. 2009):

$$pM \text{ (phänologisches Mittel je Herkunft) } = \frac{P1 + 2 * P2 + 3 * P3 + 4 * P4 + 5 * P5}{5}$$

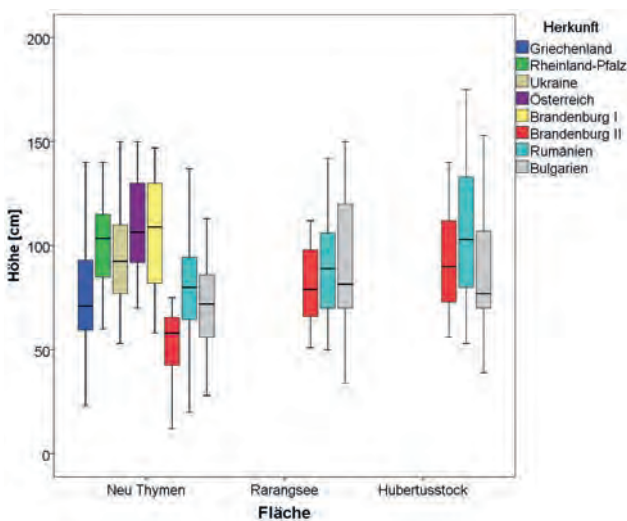


Abb. 11: Baumhöhen auf der Versuchsfläche Neuthymen differenziert nach Herkünften vor der Vegetationsperiode 2018 (Erläuterung im Text)

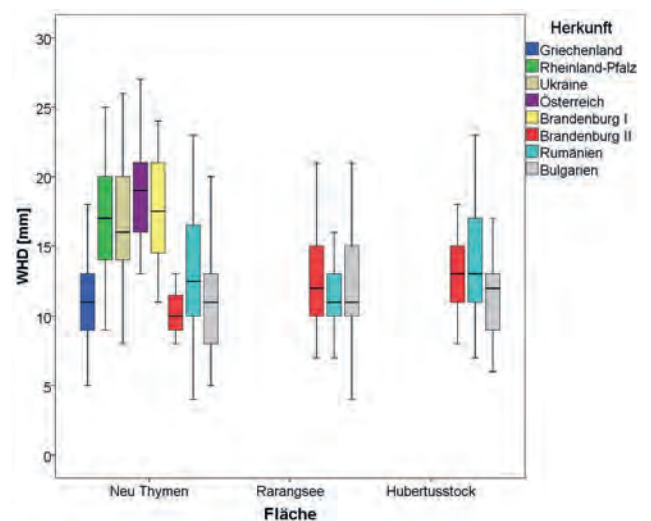


Abb. 12: Wurzelhalsdurchmesser auf der Versuchsfläche Neuthymen differenziert nach Herkünften vor der Vegetationsperiode 2018 (Erläuterung im Text)



Abb. 13: Darstellung der Phänologischen Phasen: (v.l.) 1. geschlossene Knospen, 2. angeschwollene Knospen, 3. aufbrechende Knospen mit ersten sichtbaren Blattspitzen, 4. Blätter entfalten sich, 5. Blätter vollständig entfaltet (nach LÖFFLER et al. 2009)

Im Jahr 2017 wurden die phänologischen Entwicklungsphasen der Prohebäume an fünf Terminen eingeschätzt. Bereits am 20.04.17, dem ersten Aufnahmetag, waren die Herkünfte aus Bulgarien, Rumänien und der Ukraine in der Phänophase 3, während die Pfälzer Eichen noch in der Ruhephase 1 waren und die Knospen der Brandenburger Eichen begannen anzuschwellen. Die Eichen aus Österreich und Griechenland bildeten eine mittlere Gruppe (Abb. 14a). Auf Grund eines starken Spätfrostes wurden die Aufnahmen nach dem 12.05.17 nicht fortgeführt (s. Kap. 7.6).

Im Jahr 2018 fanden zwischen dem 19.04.2018 und dem 10.05.2018 sieben Aufnahmen statt. Am ersten Aufnahmezeitpunkt zeigte die Herkunft Rumänien mit einer durchschnittlichen phänologischen Phase von 3,95 die weiteste Entwicklung. Am wenigsten entwickelt waren die Knospen der Herkunft Rheinland-Pfalz mit einer durchschnittlichen phänologischen Phase von 1,33. Die Herkünfte Rumänien und Ukraine waren bereits bei der dritten Aufnahme (26.03.2018) vollständig ausgetrieben (P5). Alle Herkünfte, bis auf die Herkunft Rheinland-Pfalz, hatten am sechsten Aufnahmetag (07.05.2018, nach 17 Tagen) ihre Blätter vollständig entwickelt. Erst nach der siebten Aufnahme (10.05.2018) war auch die Blattentwicklung der Herkunft Rheinland-Pfalz vollständig abgeschlossen (Abb. 14b). Insgesamt zeigte sich, dass die Blattentwicklung im Jahre 2018 wesentlich schneller ablief als 2017. Die Rangfolgen der vier Gruppen (Gruppe 1 (UA, BLG, RO) vor Gruppe 2 (GR, A), Gruppe 3 (BB I und II) und RP blieb jedoch erhalten.

Auf den übershirmten Eichenflächen verlief die Blattentwicklung im Jahr 2018 noch schneller als auf der Freifläche. Da der Austriebsprozess maßgeblich temperaturgesteuert ist (vgl. MENZEL et al. 2001; LÖFFLER et al. 2009) wirkt das wärmere Mikroklima unter dem Kieferschirm beschleunigend. Auf der Versuchsfläche Hubertusstock hatten die rumänischen Eichen bereits am ersten Beobachtungstag (20.04.2018) die phänologische Phase 4 erreicht. Die brandenburgische Herkunft II blieb mit der Phase 3 am weitesten zurück, war aber dennoch weiter entwickelt als auf der Freifläche. Am dritten Aufnahmetag (27.04.2018) war die Blattentwicklung bei den Eichen aus Bulgarien und Rumänien abgeschlossen (P5). Am 01.05.2018 folgte die Herkunft aus Brandenburg II (Abb. 15).

Die Voranbau-Eichen auf der Versuchsfläche in Rarangsee verhielten sich ähnlich. Die Blattentwicklung der Herkünfte Bulgarien und Rumänien verliefen nahezu synchron und war am 27.04.18 abgeschlossen. Die Brandenburger Eichen folgten verzögert am 1.5.18. Besonders deutlich werden die Unterschiede zwischen den Herkünften und Versuchsflächen bei einem stichtagbezogenen Vergleich. Die Abb. 15 zeigt Anteile der einzelnen fünf Phasen am 132. Kalendertag (09.05.2018).

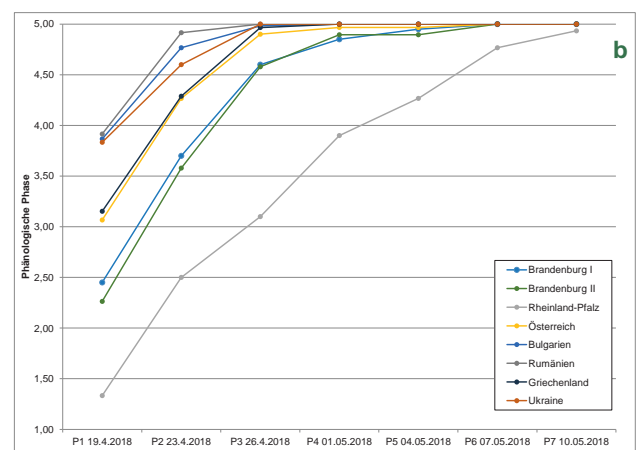
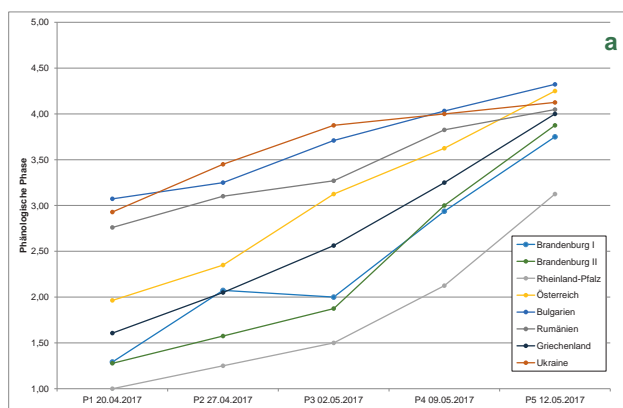


Abb. 14: Blattaustrieb nach phänologischen Phasen auf der Versuchsfläche Neuthymen in den Untersuchungsjahren 2017 (a) und 2018 (b) differenziert nach Herkünften

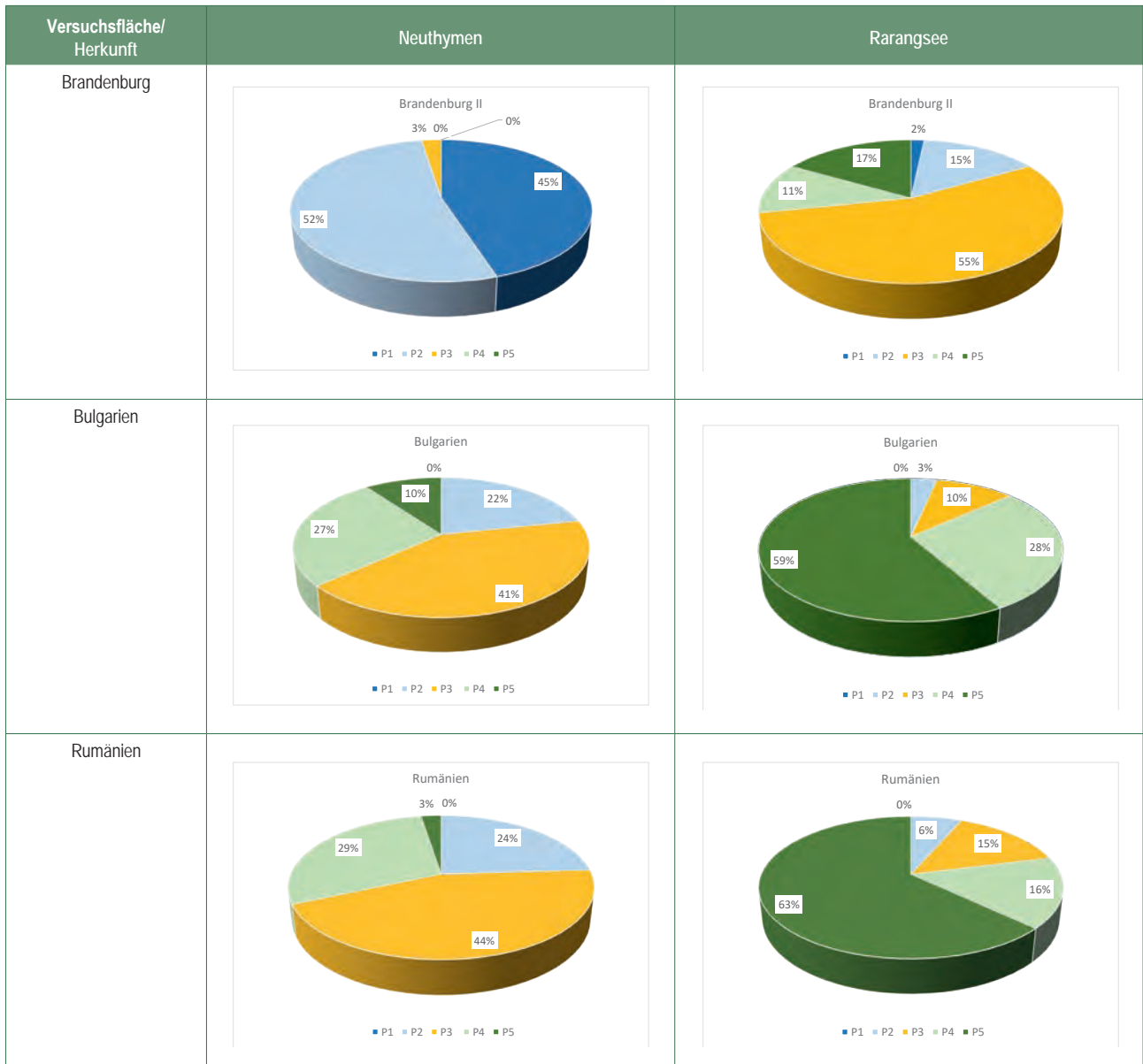


Abb. 15: Blattaustrieb nach phänologischen Phasen auf der übershirmten Versuchsflächen Rarangsee im Vergleich zur Freifläche Neuthymen am 09. Mai 2018

TEI HKV Neuthymen 1

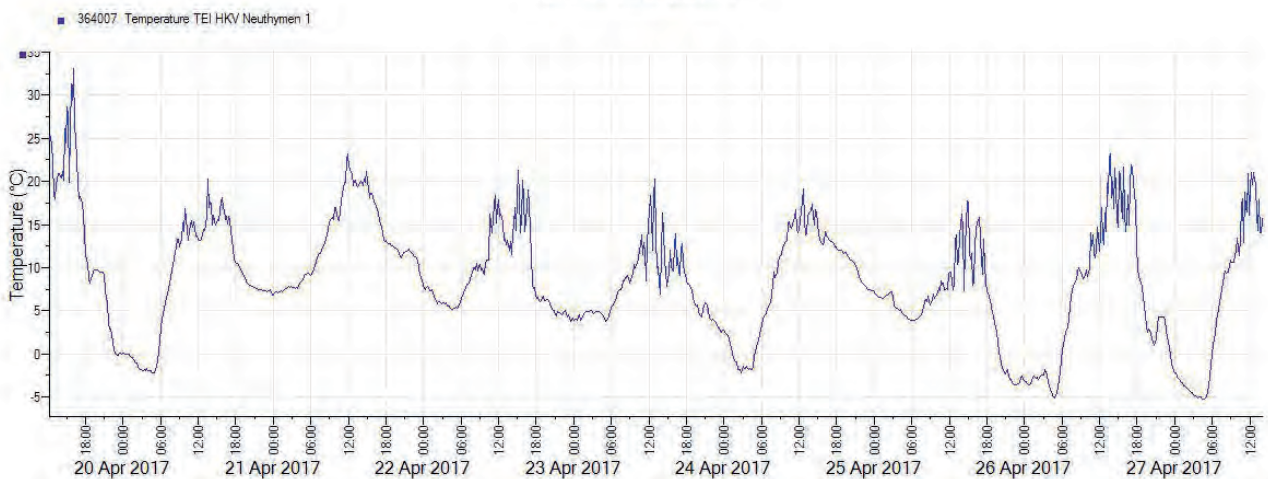


Abb. 16: Verlauf der Minimaltemperaturen Ende April 2017 auf der Versuchsfläche Neuthymen



Abb. 17: Spätfrostgeschädigte Eichen unterschiedlicher Intensität (Boniturstufen 1-3)

7.6 Frostschäden

Ende April 2017 traten nach einer sehr warmen Phase mehrfach Spätfröste auf (Abb. 16). Dies bot Gelegenheit, die Frostempfindlichkeit der unterschiedlichen Herkünfte u. a. unter Berücksichtigung der Überschirmungsbedingungen zu untersuchen. So wurden in den Frühjahren 2017 (21.04./05.05.2017) und im Folgejahr 2018 die Trauben-Eichen auf den Versuchsfeldern Neuthymen und Rarangsee hinsichtlich möglicher Frostschäden bonitiert. Die Bewertung der sichtbaren Frostschäden (FS) erfolgte anhand von vier Stufen (FS 0 - 3), wobei die Stufe 0 keine Schäden durch Frost und die Stufe 3 sehr starke Frostschäden an der jeweils bonitierten Eiche kennzeichnete (Anm.: FS0: keine Schäden; FS1: <50 % der Blätter teilweise braun; FS2: >50 % der Blätter vollständig braun, FS3 = alle Blätter erfroren: braun bzw. schwarz) (Abb. 17).

Am deutlichsten lässt sich die Frostgefährdung der einzelnen Herkünfte auf der Freifläche Neuthymen einschätzen. Bei der ersten Aufnahme im April 2017 wurden bereits erhebliche Spätfrostschäden bei den früh austreibenden Eichen aus der Ukraine (42,8 %), Österreich (28,6 %), Bulgarien (19,5 %) und auch Griechenland (12,5 %) beobachtet. Bei der Folgeaufnahme im Mai 2017 wurden bei den fremdländischen Herkünften (UA, BG, RO, A, Ausnahme: GR) signifikant höhere, mittlere Frostschäden beobachtet als bei den deutschen Herkünften (RP, BB I, II). Es waren alle ukrainischen Eichen von Frostschäden betroffen. Gleichfalls waren die bulgarischen (93,6 %) und auch rumänischen (96,8 %) Eichen nahezu vollständig geschädigt. Die Herkünfte Österreich (75 %), Griechenland (18,8 %), Brandenburg I (12,5 %) und Rheinland-Pfalz (12,5 %) wiesen insgesamt geringere Schäden auf. Von den brandenburgischen Eichen (Herkunft II) zeigte nur ein geringer Anteil (6,2 %) Frostschäden (Abb. 18).

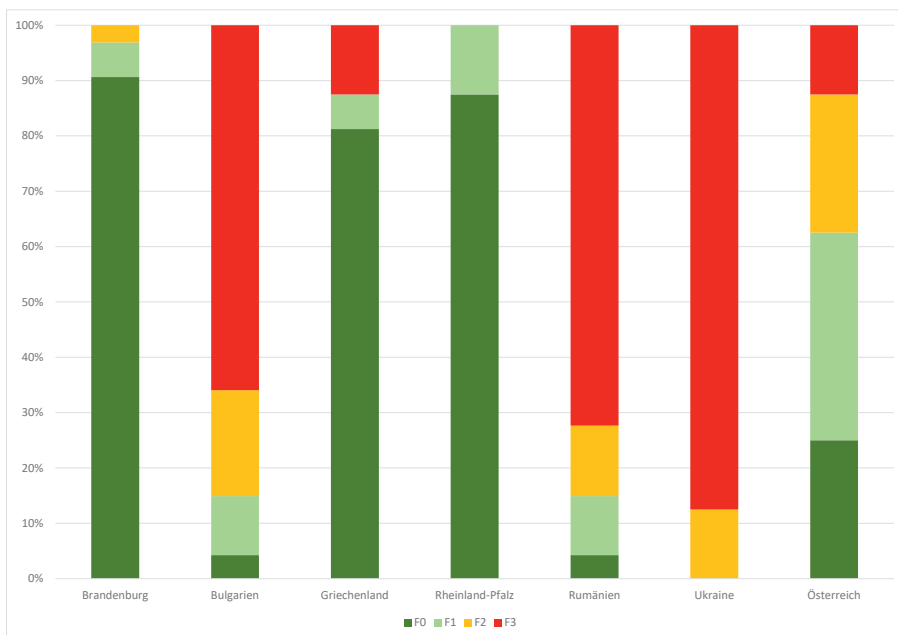


Abb. 18: Prozentuale Anteile der Eichen mit Spätfrostschäden der Stufen 0 bis 3 auf der Versuchsfeld Neuthymen im Mai 2017



Abb. 19: Prozentualer Anteil der Eichen mit Frostschäden differenziert nach Boniturstufen auf der Freifläche Neuthymen im Vergleich zur übershirmten Versuchsfächen Rarangsee im Frühjahr 2017

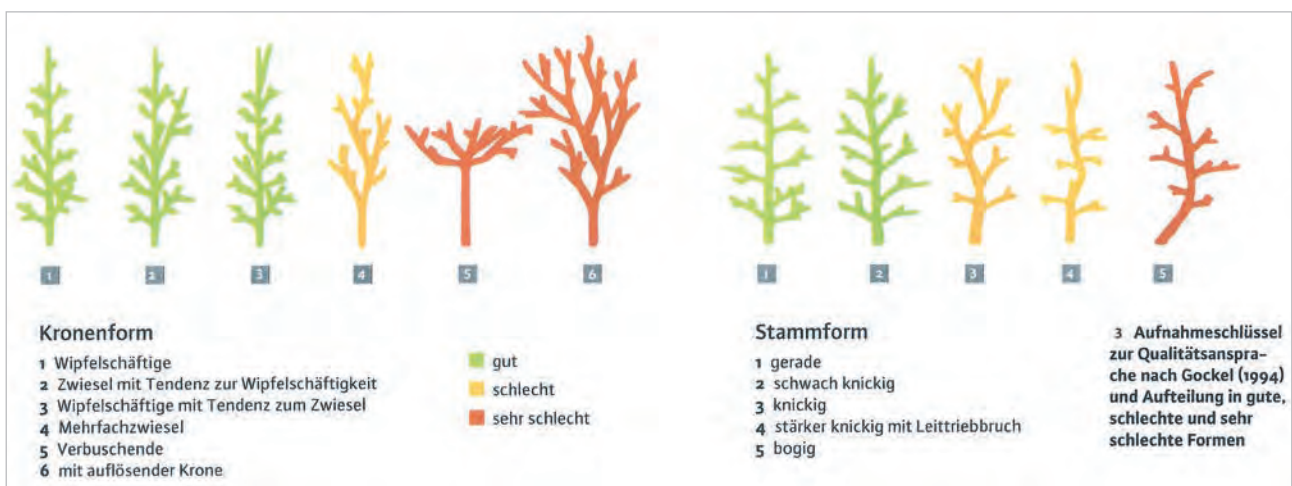


Abb. 20: Boniturstufen der Qualitätsansprache für Kronen- und Stammformen nach Gockel (1994).

Gegenüber der Freifläche mindert die Überschirmung erwartungsgemäß die Ausprägung von Frostschäden. Beide südlichen Herkünfte unterschieden sich signifikant zu der Herkunft Brandenburg II, die keinerlei Schäden zeigte. Zwar ist der Anteil ungeschädigter Eichen aus Südosteuropa unter dem Kieferschirm größer, aber der Schirm kann den großen Anteil an Spätfrostschäden nicht verhindern. Auf der Voranbaufläche Rarangsee waren im Mai 2017 87 % der Eichen aus Bulgarien und 77 % der Herkunft Rumänien betroffen (Abb. 19).

7.7 Wuchsformen

Die Bewertung der Qualität der Wuchsformen bzgl. Krone und Stamm erfolgte jeweils nach den Kriterien von GÖCKEL (1994) in einer fünfstufigen Bewertung (Abb. 20). Für jede Herkunft wurde ein Mittelwert für Stammform und Kronenausformung aus den Einzelbewertungen der Probestämme errechnet.

Kronenform

Auf der Versuchsfläche Neuthymen sind die beiden Herkünfte aus Brandenburg mit dem höchsten Anteil an wipfelschäftigen Kronen vertreten, gefolgt von den bulgarischen Eichen. Der geringste Anteil an wipfelschäftigen Pflanzen kam aus Rheinland-Pfalz und der Ukraine. Die ukrainischen Trauben-Eichen entwickelten auch einen besonders hohen Anteil an Mehrfachzieseln. Bei den Herkünften aus Österreich und Rheinland-Pfalz war der Anteil sich auflösender Kronen überdurchschnittlich (Abb. 21a).

Unter dem Kieferschirm der Voranbauten werden die Wuchsformen stärker von dem standörtlichen Lichtangebot beeinflusst. Auf der Versuchsfläche Rarangsee bestätigte sich die sehr gute Wipfelschäftigkeit der Brandenburger Herkunft, während die bulgarischen Eichen stärker zur Zwieselbildung, Verbuschung und Kronenauflösung neigten (Abb. 21b).

Auf der lichtereren Fläche Hubertusstock zeigte sich ein anderes Bild, da der Anteil wipfelschäftiger Kronen bei der bulgarischen Herkunft am höchsten war. Allerdings trat ein ebenso hoher Anteil an Mehrfachzieseln auf, wie auch bei der Herkunft Rumänien. Verbuschende oder sich auflösende Kronen wurden bei den Herkunft aus Brandenburg gar nicht beobachtet, so dass die durchschnittliche Boniturnote mit 2,4 hier am höchsten ausfiel (Bulgarien: 2,6, Rumänien: 2,9).

Stammform

Die Herkunft Brandenburg I entwickelte auf der Freifläche den höchsten Anteil gerader Stämme, gefolgt von den Herkünften Brandenburg II, Rumänien und Bulgarien. Mit einem hohem Anteil bogiger und knickiger Stämme waren die Qualitäten der Eichen aus Österreich, Ukraine und Rheinland-Pfalz eher unbefriedigend (Abb. 22a).

Auf der überschrömtten Versuchsfläche Rarangsee differenzierten sich die drei Herkünfte Brandenburg II, Rumänien und Bulgarien stärker als unter Freilandbedingungen. Die besten geraden Stammformen bildeten die rumänischen Eichen aus, gefolgt von der Brandenburger Herkunft. Die bulgarischen Eichen hatten den höchsten Anteil an bogigen und knickigen Stämmen.

Auf der Versuchsfläche Hubertusstock erzielte die Herkunft Rumänien, trotz des hohen Anteils an „knickigen“ Traubeneichen, das beste durchschnittliche Gesamtergebnis (2,7), gefolgt von den Brandenburger Eichen (2,8). Die schlechtesten Stammformen waren bei den Eichen aus Bulgarien vor (3,1) zu beobachten (Abb. 22b).

7.8 Stressphysiologische Reaktionen

Bereits das erste Standjahr 2015 war durch einen besonderen trockenen Sommer gekennzeichnet. Die stressphysiologische Bewertung der Herkünfte wurde anhand von biochemischen Blattinhaltsstoffen (Biomarker) vorgenommen (KÄTZEL UND LÖFFLER 2016).

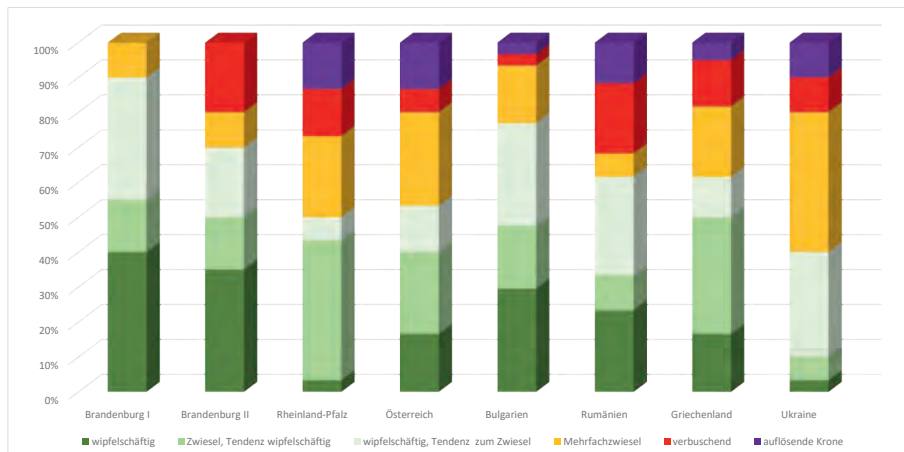
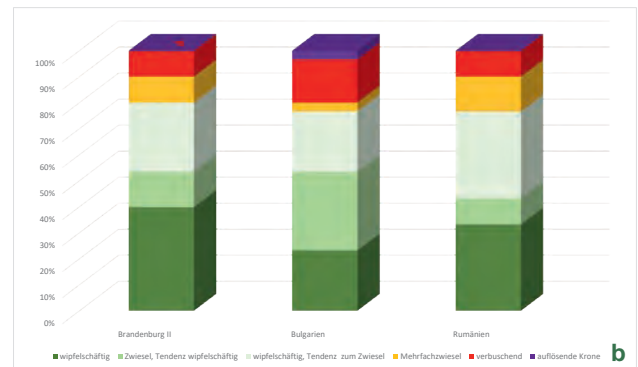


Abb. 21: Prozentualer Anteil der Kronenformen nach GÖCKEL (1994) differenziert nach Herkünften auf der Versuchsfläche Neuthymen (a) & Rarangsee (b)

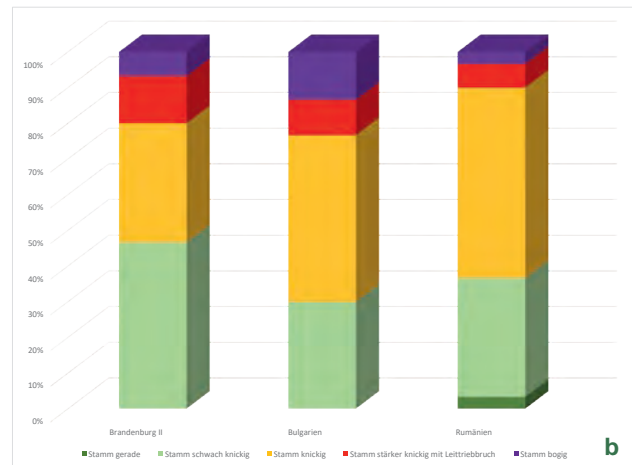
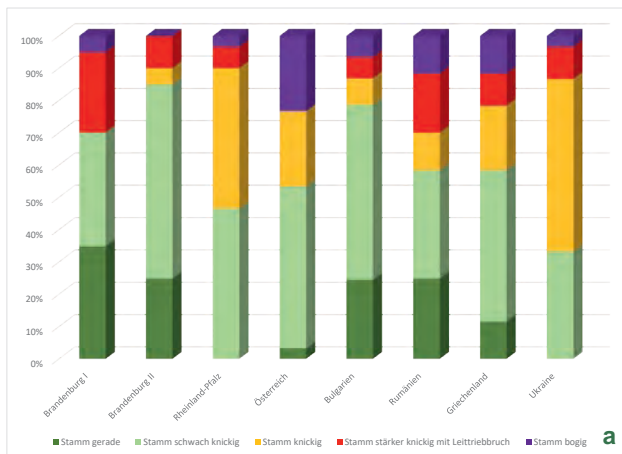


Abb. 22: Prozentualer Anteil der Stammformen nach GOCKEL (1994) differenziert nach Herkünften auf der Versuchsfläche Neuthymen (a) und Hubertusstock (b)

Die Eichen aus der Ukraine reagierten unmittelbar mit einem Anstieg der Osmolalität in den Blättern (MW: 1,08 osmol kg⁻¹ Wasser), während dieser Trockenstressindikator bei der griechischen Herkunft auf einem geringen Niveau verblieb (MW 0,86 osmol kg⁻¹ Wasser). Trotz relativ hoher Streuung der Einzelwerte waren die Unterschiede statistisch signifikant (p=0,001, Tukey-Test). Nahezu ebenso hohe Osmolalitätswerte hatten die Blätter der Brandenburger Eichen (MW: 1,06 osmol kg⁻¹ Wasser) (Abb. 23a).

Eine gute Bewertung der Stressreaktion ermöglicht der Vergleich zwischen dem trockenen Untersuchungsjahr 2015 und dem deutlich niederschlagsreicheren Folgejahr. Die geringsten Unterschiede bei den Gehalten an löslichen Kohlenhydraten zeigten sich bei den Eichen aus Griechenland, Rheinland-Pfalz und Rumänien. Besonders deutlich waren dagegen die Unterschiede bei den Herkünften Österreich, Brandenburg und Bulgarien. Die Herkünfte aus Österreich und Brandenburg akkumulierten auch besonders hohe Kohlenhydratgehalte im trockenen Sommer 2015, die sich u.a. von den Herkünften aus Griechenland und Rheinland-Pfalz unterschieden (Abb. 23b).

Im Gegensatz dazu fiel der für Eichen so wichtige Stärkegehalt bei der Brandenburger Herkunft im Sommer 2015 besonders gering aus, während die Mittelwerte der Herkünfte aus der Ukraine und Rumänien deutlich höher waren. Die größten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren, die auch als Erholungsgrad interpretiert werden können, waren bei den Herkünften aus Brandenburg, Rumänien und Bulgarien zu beobachten. Im Jahr 2016 unterschieden sich die Stärkegehalte zwischen Rumänien (26,2 mg/g TM) und Österreich (10,3 mg/g TM) signifikant (Abb. 23c).

Besonders aussagekräftig ist das Verhältnis von Kohlenhydrat- und Stärkegehalten der Blätter im Trockenjahr 2015, das mit Ausnahme der ukrainischen Herkunft (MW: 11,0) bei allen anderen Probanden 2015 deutlich größer war, als 2016. Den höchsten (und damit hinsichtlich der Trockenstresstoleranz ungünstigen) Quotienten erreichten im Jahr 2015 im Mittel die Eichen aus Brandenburg (31,7), Österreich (18,8) und Bulgarien (20,8). Kaum Veränderungen zwischen den beiden Untersuchungsjahren waren dagegen bei den Eichen aus Griechenland und der Ukraine zu beobachten. Die Stär-

ke der Trockenstressreaktionen zwischen den beiden Jahren zeigen sich in den Quotienten aus den beiden Verhältniszahlen von 2015 und 2016. Desto stärker der Wert von der Zahl „1“ abweicht, desto stärker ist die Trockenstress-Sensitivität. Innerhalb der Herkünfte bilden sich vier Gruppen aus. Die höchste Toleranz ist bei den Herkünften Griechenland und Ukraine gegeben; die höchste Sensitivität haben die Brandenburger Eichen. Abgestuft reagieren die Gruppen Rumänien/Bulgarien und Rheinland-Pfalz/Österreich (Abb. 23d).

Indikatoren für den oxidativen Stress sind u.a. die Blattgehalte an Ascorbat und Carotinoiden sowie das Verhältnis zwischen Gesamtchlorophyll/Carotinoiden. Stressanzeigende niedrige Gesamtchlorophyll/Carotinoid-Quotienten wurden 2016 bei den Eichen aus Österreich (2015: 4,2; 2016: 4,8) und Brandenburg (2015: 5,2; 2016: 4,7) ermittelt, während die stöchiometrischen Verhältnisse bei Rheinland-Pfalz (2015: 5,4) und Griechenland (2015: 6,1 signifikant) besonders hoch ausfielen (Abb. 23e).

Bei Redaktionsschluss lagen die ersten Blattwassergehalte aus dem extremen Trockenjahr 2018 für die drei Herkünfte der überschirmten Versuchsfläche Rangsee vor. Verglichen mit dem niederschlagsreichen Jahr 2016 waren die Blattwassergehalte der Eichen im August 2018 deutlich vermindert. Die geringsten Mittelwerte der Blattwassergehalte waren bei den bulgarischen Eichen (MW: 51,2 %FG) zu beobachten, während die brandenburgischen Eichen mit 53,3 %FG signifikant höhere Werte erreichten. Im Vergleich dazu lagen die Werte 2017 bei 58,2 %FG (BB) und 55,8 %FG (Rumänien). Interessant ist daher auch der Wasserverlust zwischen den beiden Untersuchungsjahren. Die Differenz fiel bei den beiden Herkünften Brandenburg und Bulgarien mit jeweils 6 % gegenüber Rumänien mit 3 % besonders hoch aus (Abb. 23f).

7.9 Phenolische Blattinhaltsstoffe

Die im Sekundärstoffwechsel gebildeten phenolischen Inhaltsstoffe haben vielfältige ökophysiologische Funktionen (Interaktion mit biotischen Schaderregern, Schutzpigmente gegen UV-Strahlung, Farbstoffe etc.) und sind stark vom Genotyp abhängig.

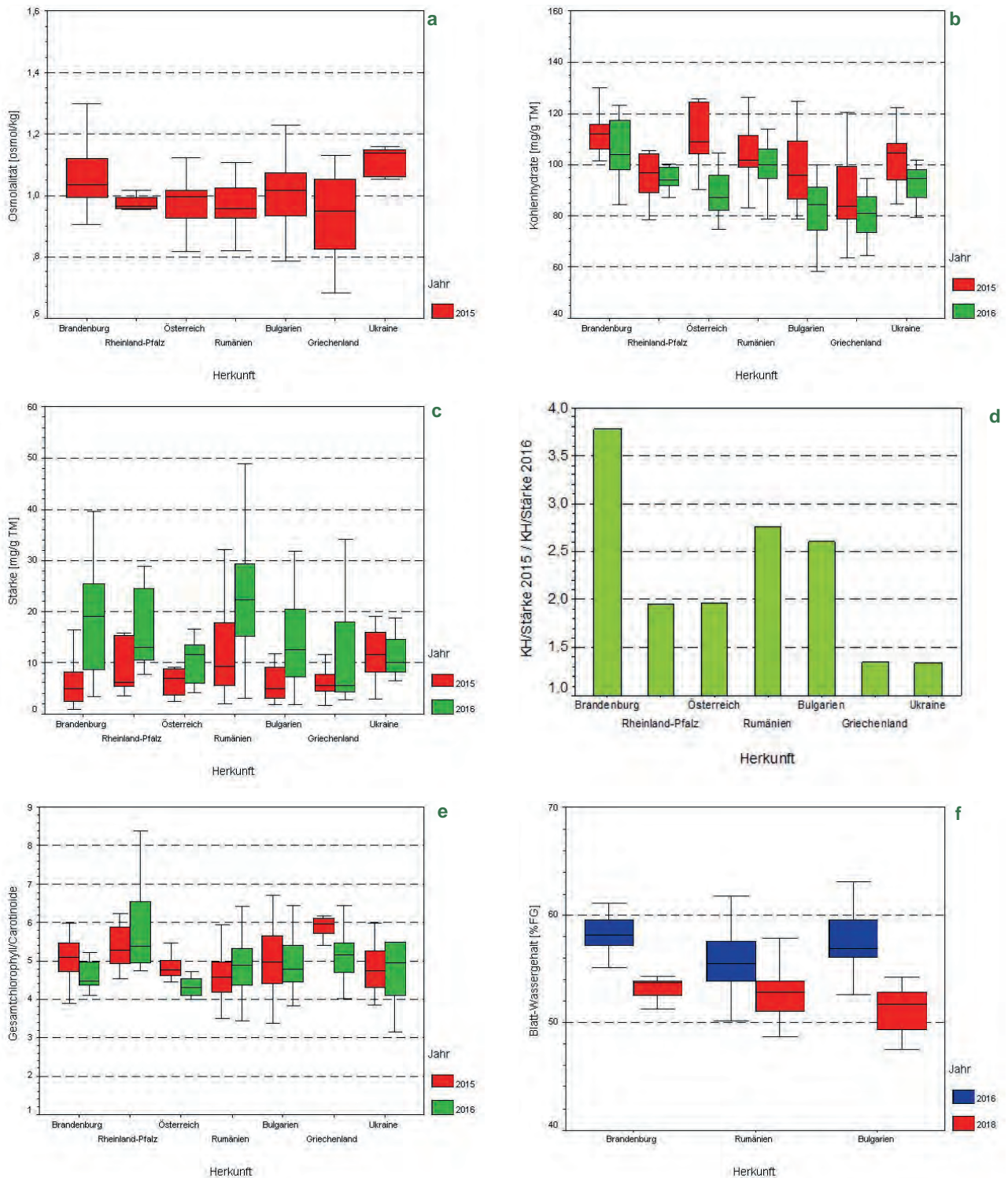


Abb. 23: Vergleich biochemischer Blattinhaltsstoffe differenziert nach Herkünften und Untersuchungsjahren (Erläuterung im Text)

Die höchsten Mittelwerte der Gehalte an folinpositiven Verbindungen wurden bei den Eichen aus Rumänien (2016: 399,6 $\mu\text{mol}/\text{mg TM}$) und Österreich (2016: 366,8 $\mu\text{mol}/\text{mg TM}$) in beiden Untersuchungsjahren 2015 und 2016 nachgewiesen. Die Herkunft aus Rheinland-Pfalz hatte dagegen die signifikant geringsten Gehalte (2016: 296,5 $\mu\text{mol}/\text{mg TM}$) (Abb. 24a).

Noch deutlicher differenzierte sich die Gruppe der hochmolekularen Tannine, die u. a. als vanillinpositive Verbindungen bestimmt wurden. Danach unterschieden sich die griechischen Ei-

chen im Jahr 2015 mit einem mittleren Gehalt von 34,2 $\mu\text{mol}/\text{g TM}$ von den hohen Gehalten der Eichen aus Österreich (2015: 89,2 $\mu\text{mol}/\text{g TM}$), der im Jahr 2016 noch auf 107,7 $\mu\text{mol}/\text{g TM}$ anstieg. Die Unterschiede zwischen den ukrainischen Eichen (2015: 57,0 $\mu\text{mol}/\text{g TM}$) und der Brandenburger Herkunft (2015: 67,1 $\mu\text{mol}/\text{g TM}$) verfehlten das Signifikanzniveau. Tendenziell ließen sich auch im feuchten Jahr zwei Gruppen unterscheiden: Gruppe 1 mit tendenziell erhöhten Gehalten: Österreich/Rumänien/Brandenburg und die Gruppe 2 (Rheinland-Pfalz/Bulgarien/Griechenland/Ukraine) (Abb. 24b).

Auch die Gehalte der niedermolekularen ortho-Dihydroxyphenole waren bei den Eichen aus Österreich (2015: 200,5 µmol/g TM), Brandenburg (2016: 87,2 µmol/g TM) und Rumänien am höchsten. Im Jahr 2015 waren auch die Gehalte der Eichen aus Rheinland-Pfalz relativ hoch, die jedoch im Jahr 2016 (172,7 µmol/g TM) auf einen Minimalwert (132,1 µmol/g TM) abfielen. In beiden Untersuchungsjahren waren die Gehalte in den Blättern der Eichen aus Bulgarien und Griechenland (2015: 137 µmol/g TM; 2016: 141,8 µmol/g TM) gering (Abb. 24c).

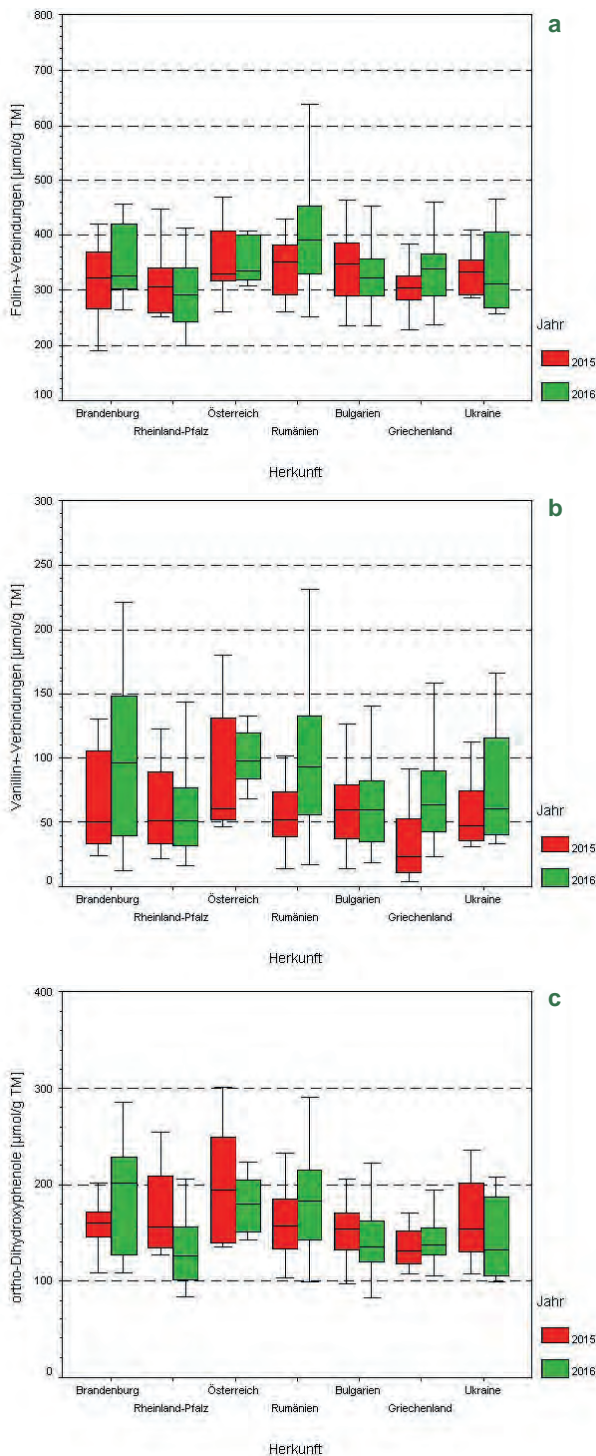


Abb. 24: Vergleich der phenolischen Blattinhaltsstoffe differenziert nach Herkünften und Untersuchungsjahren (Erläuterung im Text)

8 Schlussfolgerungen und Diskussion

Fasst man alle Ergebnisse zusammen, so zeigen sich (1) große herkunftsspezifische Unterschiede bezüglich der untersuchten Merkmale und (2) große individuelle Unterschiede innerhalb einer Herkunft. Letztlich überzeugt keine Herkunft in allen untersuchten Parametern. Aus heutiger Sicht besteht wenig Hoffnung, dass sich die lokalen Herkünfte mittelfristig durch südosteuropäische Herkünfte erfolgreich ersetzen lassen. Andererseits zeigt die geringe Trockenstresstoleranz der Brandenburger Eichen das künftig steigende Risiko des Eichenanbaus in Brandenburg mit heimischen Herkünften. Einzig die griechischen Eichen aus Mittelgebirgshöhenlagen, bei denen es sich aber zumindest teilweise um Hybriden zwischen Trauben- und Flaum-Eichen handelt, nehmen in allen Parametern mittlere Positionen ein. Vor dem Hintergrund der evolutiven Entwicklung muss es ohnehin ein strategisches Ziel sein, unter extremen Veränderungen Generalisten vor Spezialisten zu bevorzugen. Danach sind Eigenschaften, die die Überlebensfähigkeit bei extremer Kälte, Spätfrösten, Trockenheit und Hitze in Frage stellen, ein grundsätzliches Ausschlusskriterium, unabhängig von den positiven Bewertungen bezüglich anderer Merkmale (Wachstum, Wuchseigenschaften etc.).

Um die Vor- und Nachteile einzelner Herkünfte zusammenfassend bewerten zu können, wurden die Herkünfte bezüglich jedes Merkmals in drei Gruppen (1,2,3) eingeteilt, wobei die Gruppe 1 die am besten veranlagten Herkünfte im Sinne der Zielstellung zusammenfasst (Tab. 8). Angesichts der Heterogenität der untersuchten Merkmale verbietet sich die Mittelwertbildung, wonach die deutschen Herkünfte am besten abschneiden würden.

Tab. 8: Übersicht zur Gruppierungen der einzelnen Herkünfte in drei Ranggruppen hinsichtlich der untersuchten Parameter (Gruppe 1: wünschenswert gemäß des Versuchsziels)

	BB I+II	R-P	A	BLG	RO	GR	UA
Anwuchserfolg	3	3	2	2	1	1	1
Phänologie	1	1	2	3	3	2	3
Frosttoleranz	1	1	2-3	3	3	2	3
Vitalität	1-2	1	2	3	3	2	3
Stammform	1	3	3	2	2	2-3	3
Kronenform	1	3	2	1	2	2	3
Wuchshöhe	1	2	1	2-3	1-2	3	2
Biomarker Chl/Car	3	1	3	1	2	1	2
Biomarker KH/Stärke	3	2	2-3	3	2-3	1	1
Phenolstoffwechsel	1	3	1	2-3	1	2-3	2

Die lokalen Brandenburger Herkünfte überzeugen hinsichtlich ihrer Wuchsleistung, ihrer Wuchsqualität und ihrer hohen Frosttoleranz, ursächlich begründet in ihrem späten Austrieb. Dass ihre Stresstoleranz allerdings so stark von den anderen Versuchsgliedern negativ abweicht, unterstreicht das Risiko des künftigen Eichenanbaus in Brandenburg auf der Grundlage heimischer Provenienzen unter künftigen Klimaszenarien.

Angesichts der hervorragenden Wuchseigenschaften der Pfälzischen Eichen in den Mutterbeständen überraschen die schlechten Wuchs- und Kronenformen der Nachkom-

menschaften auf der Freifläche. Dies könnte sich aber mit zunehmendem Alter und Seitendruck durch die Erlen in den Zwischenständen ändern. Unter Risikoaspekten liegen die Eichen aus Rheinland-Pfalz jedoch vor denen aus Brandenburg. Sie verfügen über eine sehr gute Frost- und mittlere physiologische Stresstoleranz. In wie weit sich die geringen Gehalte an phenolischen Inhaltsstoffen negativ auf die Prädisposition gegenüber biotischen Schaderregern auswirken, muss weiter beobachtet werden.

Besondere Aufmerksamkeit verdienen die Eichen aus Griechenland. Die Mittelgebirgsherkünfte haben innerhalb der Gruppe der südosteuropäischen Eichen die höchste Spätfrosttoleranz und eine sehr gute Trockenstresstoleranz. Sie wachsen allerdings langsamer und haben nur mittlere Qualitäten bezüglich der Stamm- und Kronenform.

Der große Nachteil der drei anderen südosteuropäischen Herkünfte zeigt sich in dem genetisch bedingten frühen Austrieb und der damit verbundenen hohen Spätfrostgefährdung. Die Temperatursummen, die mit dem Austrieb korreliert sind, sind deutlich geringer als bei den Herkünften nördlicher Breitengrade. Die kritischen Temperaturen, die zu frostbedingten Zellschäden an Blättern führen, liegen bei -4 bis -8 °C. Auf die Spätfrostgefährdung südlicher Provenienzen (Frankreich, Ungarn, Türkei) wiesen bereits Gefäßversuche mit zehn Eichenherkünften, die in Klimakammern durchgeführt wurden, hin (LIEPE 1993). Die Ergebnisse bestätigten sich später in einem Baumschulversuch mit 34 Herkünften auf dem Versuchsgelände in Hamburg-Großhansdorf.

Auf die erhöhte Frostgefährdung der Eichen machte bereits DENGLER (1944) mit Verweis auf die starken Eichenschäden in heimischen Wäldern nach den kalten Wintern 1828/29, 1937/38 und 1941/42 aufmerksam. Unabhängig von der Herkunft bestätigte sich dieser Befund bereits im ersten Anzuchtjahr 2011 in der Forstbaumschule. Für die besser an Trockenheit als an Frost angepassten Eichen gilt der Grundsatz, dass gefrorenes Wasser leichter zu Zellschäden führt als Wassermangel. Nach LARCHER und MAIR (1969) nahm die Frosttoleranz bei *Quercus ilex* mit zunehmendem Baumalter zwar leicht zu, aber die überwiegend genetisch determinierte Frosthärte dürfte sich kaum grundsätzlich ändern. Auch die Überschildung mildert die Frostgefährdung der südlichen Provenienzen kaum. Die mikroklimatisch höheren Temperaturen unter dem Kiefernschirm beschleunigen den Austrieb weiter, während extreme Spätfrost-Temperaturen gedämpft werden. Hier wirken somit zwei gegensätzliche Prozesse, deren Effekte sich letztlich aufheben.

Da auch stark geschädigte Eichen über den teilweise kräftigen Johannistrieb wieder neue Blätter ausbilden, mindern die Spätfrostschäden die blattbezogenen Vitalitätsmarker und die Wuchsleistung in vergleichsweise begrenztem Ausmaß. Dennoch wird das phänologische Austriebsverhalten bei wiederholten Spätfrostereignissen auch den Vitalitätszustand nachhaltig beeinflussen.

Pflanzen unterschiedlicher Herkünfte aber gleicher Anzuchtjahre unterschieden sich kaum in den Baumhöhen und Wurzelhalsdurchmessern. Dies bestätigt Untersuchungen mit vier unterschiedlichen Provenienzen von drei Eichenarten (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*) in Open-Top-Kammern

mit unterschiedlichen Klimasimulationen in der Schweiz (AREND et al. 2011)

Obwohl KRAHL-URBAHN (1959) eine Vielzahl an Misserfolgen beim Eichenanbau auf Fehler bei der Herkunftswahl zurückführte, die sich anhand eines Knick-Wuchses, Frostschäden, Wasserreiserbildung, Pilz- und Insektenbefalls darstellten, fehlt es in Deutschland an einer ausreichenden Anzahl an internationalen Herkunftsversuchen, die eine bessere Absicherung der Ergebnisse ermöglichen würden.

Erst nachdem bereits einige Provenienzversuche mit Nadelbaumarten angelegt wurden, initiierte Adolf CIESLAR im Jahr 1905 einen Herkunftsversuch mit 22 Herkünften der Stiel-Eiche (u. a. aus Süd-Ost-Europa, Mitteleuropa) im östlichen Wienerwald. Die Auswertung dieses Eichenversuches nach 100 Jahren zeigte ebenfalls eine starke Variation der Merkmale zwischen den Herkünften, insbesondere im Austriebsverhalten. Herkünfte aus dem Norden wuchsen insgesamt langsamer, bei deutschen Herkünften existierten sehr starke Wachstumsunterschiede (LIESEBACH et al. 2005). Die Autoren listen etwa 20 internationale Herkunftsversuche mit Trauben- oder Stiel-Eichen in Europa seit der ersten Versuchsanlage von KIENITZ im Jahre 1879 auf. Dieser erste Versuch in der Obf. Chorin konnte allerdings nicht mehr rekonstruiert werden. Seitdem fehlte es im niederschlagsarmen Brandenburg an internationalen Eichen-Herkunftsversuchen. In Deutschland bedeutend ist der Herkunftsversuch im Bramwald (Niedersachsen) von KRAHL-URBAN aus dem Jahr 1951 mit 115 deutschen und zwei österreichischen Provenienzen (65 Trauben-Eichen und 52 Stiel-Eichen-Herkünfte) (MAURER et al. 2000). Dabei waren die Trauben-Eichen-Herkünfte aus dem Spessart und dem Pfälzer Wald durch ihre Form und Wuchsleistung anderen Herkünften überlegen (NW-FVA, 2016). Während in früheren Versuchen vor allem die Wuchsleistung und bestimmte Qualitätseigenschaften maßgebend waren, müssen aktuelle Versuchsanlagen zunächst vor allem die Anpassungs- und Überlebensfähigkeit unter dem Gesichtspunkt der Klimaveränderungen überprüfen.

Moderne Herkunftsversuche setzen angesichts verschiedener Zielstellungen und Ansprüche zur Nachnutzung vor allem auf eine hohe Individuenzahl per Herkunft. Wenn auch die primäre Zielsetzung auf die Beschreibung der Provenienz zielt, so spielt bei einer weiteren Auswertungsebene vor allem das Leistungsvermögen der besten Individuen als Grundlage für eine spätere Plusbaumauswahl eine wichtige Rolle.

9 Ausblick

Sind nach den vorliegenden Ergebnissen nun alle weiteren Aktivitäten des künstlichen Saatguttransfers („assisted migration“) als aussichtslos anzusehen? Ganz sicher nicht! Nach heutigem Kenntnisstand kann eine natürliche Wanderung der südeuropäischen Eichen angesichts des rasant fortschreitenden Klimawandels nicht gelingen. Die postglaziale Wanderung der Eichen von der Iberischen Halbinsel, dem Apennin und dem Balkan nach Norddeutschland dauerte ca. 4.000 Jahre und erreichte vor 6.000 Jahren ihren Höhepunkt bevor die Rot-Buche dominierte. Die mittlere Geschwindigkeit dieser postglazialen Rekolonisierung wird auf ca. 300-

500 Meter/Jahr geschätzt, wobei eine sehr hohe Fruchtbarkeit der Eichen unterstellt wird (BREWER et al. 2002).

Die Geschichte der mehr als 130-jährigen Herkunftsforschung lehrt, dass sich Rangpositionen und Bewertungen seit der ersten Aufnahme auch ändern können. Die Fortführung und ggf. auch Neuanlage mit weiteren südlichen Eichenarten/-herkünften vor allem aus Höhenlagen mit Spätfrostereignissen wären ebenso notwendig wie inverse Herkunftsversuche mit Brandenburger Herkünften in südeuropäischen Ländern.

10 Dank

Herkunftsversuche sind äußerst aufwendig und bedürfen der wohlwollenden Unterstützung von Kolleginnen und Kollegen u.a. bei der Informations- und Saatgutbeschaffung in den Herkunftsländern. An dieser Stelle sei vor allem Krasimira Petkova (BU), Georgeta Mihai (RO), Marin Tudoroiu (RO), Silvio Schüler (A), Igor Neyko (UA) und Bolko Haase (RP) gedankt. Ebenso danken wir den Kollegen der drei Landeswaldoberförstereien Steinförde, Groß-Schönebeck und Peitz sowie den Kolleginnen und Kollegen der Forstbaumschule Stadtsee in Eberswalde. Die genetischen Analysen wurden von der Fa. ISOGEN (Göttingen) durchgeführt.

11 Literatur

AREND, M.; KUSTER, TH.; GÜNTHARDT-GOERG, M.S.; DOBERTIN, M. (2011): Provenance-specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (*Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*). *Tree Physiology* 31: 287-297.

BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2013): Forstvermehrungsgut, Herkunftsgebietsverordnung von *Quercus petraea* (MATT. LIEBL.), https://fgrdeu.genres.de/index.php?tpl=fv_hkg&id_art=47 (Stand: 11.12.2017)

BREWER, S.; CHEDDADI, R.; DE BEAULIEU, J.L.; REILLE, M. (2002): The spread of deciduous *Quercus* throughout Europe since the last glacial period. *Forest Ecology and Management* 156: 27-48.

DENGLER, A. (1944): Frostschäden an Stiel- und Traubeneichen. *Zeitschr. Gesamte Forstwesen* 76: 155-158.

GAILING, O.; WACHTER, H.; HEYDER, J.; ROGGE, M.; FINKELDEY, R. (2009): Chloroplast DNA analyses of very old, presumably autochthonous *Quercus robur* L. stands in North-Rhine Westphalia. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*: 180: 221-227.

GOCKEL, H.A. (1994): Soziale und qualitative Entwicklungen sowie Z-Baumhäufigkeiten in Eichenjungbeständen. Die Entwicklung eines neuen Pflanzschemas „Die Trupppflanzung“. Diss. Forstwiss. Fachbereich d. Georg-August-Universität Göttingen.

KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S. (2016): 20 Jahre Biomarker als Vitalitätsindikatoren im Forstlichen Umweltmonitoring - Ergebnisse und Erfahrungen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, Bd. 58: 174-189.

KONNERT, M.; RÜCKAUF, A. (2009): Neue Herkunftsempfehlungen für Bayern, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF aktuell Nr. 68, pp 24–25.

KRAHL-URBAN, J. (1959). Die Eichen: Forstliche Monographie der Trauben-Eiche und der Stiel-Eiche. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

LARCHER, W.; MAIR, B. (1969): Die Temperaturresistenz als ökophysiologisches Konstitutionsmerkmal *Quercus ilex* und andere Eichenarten des Mittelmeergebietes. *Oecol. Plant* 4: 347-376.

LIEPE, K. (1993): Growth-chamber trial on frost hardiness an field trial on flushing of sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.). *Ann. Sci. For.* 50:208s-214s.

LIESEBACH, M.; WEISSENBACHER, L.; NEBENFÜHR, W. (2005): Ergebnisse aus dem 100-jährigen Herkunftsversuch mit Eiche von Cieslar; *Austrian Journal of Forest Science, Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, Oxf.-Nr. 165, 122. Jahrgang (2005), Heft 1, pp 1-18.

LÖFFLER, S.; KÄTZEL, R.; BECKER, F. (2009): Dem Klimawandel auf der Spur - Phänologische Beobachtungen an Waldbäumen; Flyer vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde Fachbereich Waldentwicklung/Monitoring.

MAURER, W.; TABEL, U.; KÖNIG, A.; STEPHAN, B.; MÜLLER-STARCK, G. (2000): Provenance trials on *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. in Rhineland-Palatinate (Germany): Preliminary results of phenotypic and genetic surveys. In: Vukelic, J.; Anic, I. (eds.): *Glasnik za šumske pokuse - Annales experimentis silvarum culturae provehendis*, no. 37 () Proceedings of the International Conference "Oak 2000 - Improvement of Wood Quality and Genetic Diversity of Oaks" in Zagreb (Kroatien) am 20-25. Mai 2000, 329-345.

MENZEL, A.; ESTRELLA, N.; FABIAN, P. (2001): Spatial and temporal variability of the phenological seasons in Germany from 1951-1996. *Global Change Biology* 7: 657-666.

NW-FVA (2016): Herkunftsempfehlungen für Niedersachsen, Traubeneiche - *Quercus petraea*, <https://www.nw-fva.de/HKE/suggestion.jsp?cid=3&sid=818&hid=818+02>.

PETIT, R.; BREWER, S.; BORDÁCS, S.; BURG, K.; CHEDDADI, R.; COART, E.; COTTRELL, J.; CSAIKL, U.; VAN DAM, B.; DEANS, D.; ESPINEL, S.; FINESCHI, S.; FINKELDEY, R.; GLAZ, I.; GOICOECHEA, P. G.; JENSEN, J. S.; KÖNIG, A. O.; LOWE, A. J.; MADSEN, S. F.; MÁTYÁS, G.; MUNRO, R. C.; POPESCU, F.; SLADE, D.; TABBENER, H.; DE VRIES, S. G. M.; ZIEGENHAGEN, B.; DE BEAULIEU, J.-L. AND KREMER, A. (2002): Identification of refugia and post-glacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. *Forest Ecology and Management* 156: 49-74.

RELLSTAB, C.; ZOLLER, S.; WALTHERT, L.; LESUR, I.; PLUESS, A.R. (2016): Signatures of local adaptation in candidate genes of oaks (*Quercus spp.*) in respect to present and future climatic conditions. *Mol. Ecol.* Doi: 10.1111/mec.13889.

RÜFFER, O.; KÄTZEL, R. (2006): Zur Entwicklungsgeschichte der Eichenwälder im Nordostdeutschen Tiefland. In: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Band XXV, Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Hrsg.: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit. Hendrik Bäbeler Verlag Berlin, S. 13-22. ISBN 3-933352-63-0.

Ausgewählte Posterpräsentationen



Forstwirtschaft

Waldschutzprognosen und Klimawandel – IT- und Insektenflüsterer als Team gefragt

Ausgangspunkt

Drittmittelprojekte



DSS-RiskMan
Entscheidungsunterstützung zur Verteilung und Begrenzung von Risiken für die Forstwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimawandels (2014-2017)
FKZ 28WB401502



WAHYKLAS
Waldhygienische Anpassungsstrategien für das steigende Potential von Schadorganismen in vulnerablen Regionen unter Berücksichtigung von Klimawandel und zunehmenden Restriktionen (2014-2017), FKZ: 033L029A PT-J

Praxisnahe Forschungsfragen:

- ❖ Welche Waldeigenschaften beeinflussen wie das Schadausmaß der Kiefernadelnfräser?
- ❖ Welche Witterungsfaktoren haben während der Individualentwicklung von Schadinsekten welche Wirkung auf deren Populationsdynamik?
- ❖ Welche Einflussfaktoren haben aus Waldschutzsicht die größten Konsequenzen?
- ❖ Welche Faktoren sind durch forstliche Maßnahmen nachhaltig beeinflussbar?

Im Fokus:

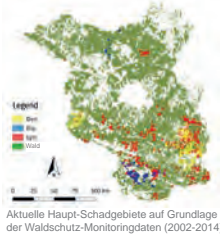
Die sehr wahrscheinlichen „Klimawandelgewinner“ unter den Kieferngrößschädlingen:

- Kiefernspinner (*Pissodes drolicus pini*)
- Nonne (*Lymantria monacha*)
- Gemeine Kiefernbuschhornblattwespe (*Diprion pini*)

Datengrundlage und Methode

Insektendaten:

- ❖ GIS-gestützte Monitoringdaten des regulären Waldschutz-Risiko-managements in den Forstrevieren des Landes Brandenburg
- Populationsdichten der Insekten aus der stufenweisen artspezifischen Überwachung
- Kartierung der Fraßschäden (Nadelverluste in den Kategorien merklicher Fraß, starker Fraß, Kahlfraß auf Ebene Abteilung)
- Pflanzenschutzmittelapplikationen (in der Regel vorab Kahlfraß-Prognose)



Einflussfaktoren:

- ❖ Standortskennwerte (*site*)
 - Nährstoffklasse, Wasserverfügbarkeit, mittlere Verdunstungsrate
- ❖ Bestandeskennwerte (*stand, forest*)
 - Altersklassen, Flächenanteile Laubholz, Verjüngung, Mischung, Diversität...
 - Kiefernkennwerte (Alter, Bonität...)
- ❖ Klimakennwerte (*clim*)
 - Temperatur, Niederschlag, Sonnenscheindauer...
 - Variable Zeitfenster des laufenden Jahres und des Vorjahres

Datenquellen:

- ❖ Datenspeicher Wald (1 & 2)
 - *stand* = Abteilungsaggregate
 - *forest* = Nachbarschaftsaggregate (1.000 ha)
- ❖ Regionalisierte Bodenkennwerte der BZE
 - *site* = siehe RIEK & RUSS 2014
- ❖ Regionalisierte Klimaparameter aus DWD-Daten
 - *clim* = siehe KOHLER et al. 2015

Methode:

- ❖ Klassifizierungsverfahren *Random Forest*
 - siehe MÖLLER et al. 2017; HENTSCHEL et al. 2018)

Ergebnisse – Was beeinflusst die Massenvermehrung von Kiefernspinner, Nonne und Blattwespe?



Kiefernspinner (Den):

Die für die Klassifizierung von „Fraßabteilungen“ bedeutendsten Einflussfaktoren sind Bestandeskennwerte (*forest*), gefolgt von Klimakennwerten (*clim*).

- Rang 1: *forest_div_sw_e*
- Rang 2: *forest_sib_gym_al_ta_mean*
- Rang 3: *forest_div_sw_s*

- Eine geringe Baumarten-Diversität in der Nachbarschaft (*sw* = Shannon-Index) liefert einen hohen Erklärungsanteil für Fraßereignisse durch den Kiefernspinner.
- Die Gefährdung großflächiger Kiefernreinbestände (*gym*) durch Kieferngrößschädlinge ist bekannt und beruht auf einem üppigen Nahrungsangebot und einer geringen Habitatsignung für natürliche Gegenspieler.
- Die statistische Analyse deckt sich ebenfalls mit den Erfahrungen einer besonders hohen Gefährdung von Beständen geringerer Wuchsleistung (*sib* = rel. Bonität).



- Rang 6: *clim_sun_pm_05_mean*** → Wärme und Trockenheit im Mai fördern die Entwicklung der wechselwarmen Raupen. Sie können „ununterbrochen“ fressen. Wird das Puppenstadium schneller erreicht, sinkt u. a. die Angriffsverbreitbarkeit von Larvenparasitoiden wie Raupenfliegen oder Schlupfwespen. Hohe Puppengewichte der Weibchen lassen hohe Eizahlen erwarten.
- Rang 6: *clim_sun_pm_09_sd*** → Warmes und trockenes Wetter im September begünstigt die Eilarvenentwicklung, senkt die Mortalität dieses in der Regel empfindlichsten Larvenstadiums.
- Rang 9: *clim_tmax_fly_m2p2_mean*** → Es ist bekannt, dass Wärme und Trockenheit während des Falterfluges Population und Eiablage begünstigen, damit letztlich auch die Eizahl.
- Rang 10: *clim_sun_m02_mean*** → Hohe Sonneneinstrahlung im Februar erwärmt den Boden und beschleunigt das Aufbaumen der Raupen, damit sind die Raupen eher sicher vor natürlichen Gegenspielern wie Mäusen, Schwarzwild, Pilzen oder Bakterien.
- Rang 15: *clim_tmax_m10_sum*** → Ein warmer Oktober begünstigt die Fraßaktivität der Raupen und damit das Anlegen von Energiereserven für die Überwinterungsphase im Boden (in Fettkörper und larvalen Speicherproteinen).



Nonne (Lym):

Die Datenanalyse belegt für diese Art den entscheidenden Einfluss der Waldeigenschaften.

- Rang 1-5, 7, 8, 10: *forest...*

- Großflächige, mittlere Kiefernreinbestände in „eintöniger“ Nachbarschaft fördern noch stärker als beim Kiefernspinner Massenvermehrungen.
- Es wird deutlich, dass Waldumbaumaßnahmen das Schadscheitern der Nonne nachhaltig beeinflussen. Die Erhöhung der Diversität bei den Baumarten scheint hier maßgeblich.



- Rang 6: *clim_tmax_pm09_sd*** → SCHWENKE (1978) beschreibt drei Phasen der Eilarvenentwicklung. Der Embryonalentwicklung folgt im September eine Phase der Konstituierung, die mit entscheidend für das Überleben der Larven im Winter ist.
- Rang 20: *clim_vp_pm04_sd*** → Das Vertrocknen der Eilarven im Ei kann häufige Mortalitätsursache sein. Trockenheit im April (*vp* – Dampfdruck), kurz vor Schlupf der Räupchen, erhöht die Wahrscheinlichkeit.

Ausblick

- ❖ Da die Hauptschadgebiete von Nonne und Kiefernspinner bekannt sind, lässt sich ableiten, wo Waldumbaumaßnahmen besonders große Effekte auf die Häufigkeit und Intensität von Massenvermehrungen haben können. Für den Landeswald sind solche Karten in Vorbereitung (HENTSCHEL 2019).
- ❖ Rechenroutinen, um mit Hilfe der aktuellen Witterung Schadprognosen zu unterstützen, sind Ziel neuer Projektanträge.
- ❖ Eine komplexe Waldschutzbank ist komfortabel und erschötzt „Nebeneffekt“.



Gemeine Kiefernbuschhornblattwespe (Dip):

Hier ist der Einfluss von Klimafaktoren (Rang 1-21: *clim...*) sehr markant. Nur bei geeigneter Witterung entwickelt sich im Sommer eine 2. Generation. Deren Herbstfraß ist oft bestandesbedrohend.

November - März	April-Mai	Juni	Juli	August	September- Oktober	November - Dezember
Überwinterung im Kokon im Boden	Wespe, Ei	Larve	Kokon, wenn 2 Generationen	Eiablage und L1	Larven (2. Generation)	Kokon

- Rang 1: *clim_sun_m08_sd* → Die Junglarven der 2. Generation profitieren von einem sonnigen August.
- Rang 2: *clim_tmin_fly_p1_mean* → Eine geringe Temperatur nach der Flugperiode der Wespen könnte das Eintrocknen der Eigelege reduzieren.

Weiterführende Literatur:

MÖLLER, K., HENTSCHEL, R., WENNING, A., SCHRÖDER, J. (2017): Improved Outbreak Prediction for Common Pine Sawfly (*Diprion pini* L.) by Analyzing Floating 'Climatic Windows' as Keys for Changes in Voltinism. *Forests* 2017, 8(9), 319; doi:10.3390/f8090319
HENTSCHEL, R., MÖLLER, K., WENNING, A., DEGENHARDT, A., SCHRÖDER, J. (2018): Importance of Ecological Variables in Explaining Population Dynamics of Three Important Pine Pest Insects. *Front. Plant Sci.* 9: 1667; https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01667

Dr. Katrin Möller, Dr. Rainer Hentschel, Dr. Jens Schröder, Aline Wenning, Dr. Annett Degenhardt (Kontakt: Katrin.Moeller@LFB.Brandenburg.de)
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde





Forstwirtschaft

Nistkästen im Kiefernforst – ein gedeckter Tisch für Nesträuber? (1)

Hintergrund

Im Rahmen einer nistkastenbasierten Untersuchung zu den Effekten von Insektiziden bzw. Kahlfraßereignissen auf Vögel in Kiefernforsten steht der Bruterfolg als wichtigster populationsbiologischer Parameter im Fokus. Dazu wurden seit 2016 in Südbrandenburg in großflächigen, mittelalten Kiefernreinbeständen in der Lieberoser Heide (Obf. Lieberose und Obf. Peitz) und in der Niederlausitzer Heide (Obf. Herzberg) bis zu 360 Holzbeton-Nistkästen rasterartig verteilt und mannshoch angebracht. In den letzten zwei Untersuchungsjahren kam es zunehmend zur Nesträubererei durch Baumarder und Waschbär mit Verlusten des Geleges bzw. der Jungvögel oder des brütenden Altvogels (Abb. 1 und Abb. 2). Die lokal erhebliche Räuberaktivität (Totalverlust aller Erstbruten auf zwei Teilflächen) veranlasst eine kritische Beurteilung der verwendeten Kastentypen. Der Einsatz von Wildkameras im Nahbereich der Nistkästen führte zu aufschlussreichen Nachweisen, die im Folgenden einerseits den Handlungsbedarf generell unterstreichen und andererseits die Notwendigkeit eines nesträubersicheren Nistkastens für den Wald aufzeigen sollen.

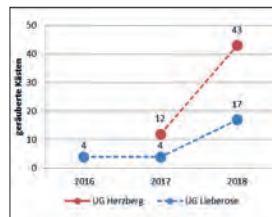


Abb. 1: Zunehmende Zahl geräuberter Nistkästen in 50- bis 70-jährigen Kiefernforsten. Durch künstliche Nisthöhlen wird die Ansiedlung von Singvögeln wie dem Trauerschnäpper aber auch von Fledermäusen stark gefördert.



Abb. 2: Zerwühlte Nester mit Gelege; Daun- und Deckfedern an Einflugloch bzw. Kastenrand oder gerupfte Federn am Boden zeugen vom Verlust des Altvogels

Nistkastentyp und Prädation

Verwendete Nistkastentypen:



Bayerischer Giebelkasten mit ca. 5 cm vorgezogenem Einflugloch als Marderschutz



Swegler Nisthöhle Typ 1B ohne Marderschutz, das Volumen dieses Nistkastens entspricht den BHD-Werten der Kiefernbestockung

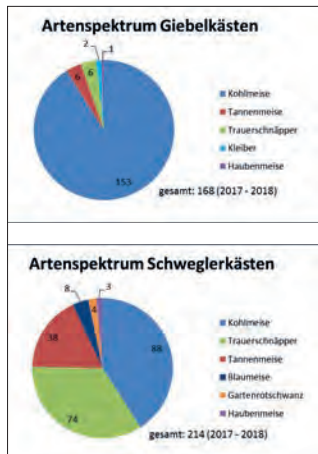


Abb. 3: Artenspektrum und Anzahl der besetzten Nistkästen, beide Untersuchungsgebiete zusammengefasst (Nester mit mind. 1 Ei, Mehrfachbelegungen im Jahr durch Meisen-Zweitbruten sind nicht berücksichtigt)

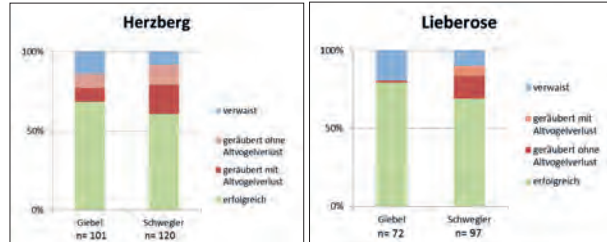


Abb. 4: Brutergebnis pro Nistkastentyp in den Untersuchungsgebieten 2017 - 2018

Giebelkästen werden fast ausschließlich (91 %) von Kohlmeisen als Nisthöhle genutzt (Abb. 3). Der Schweglerkasten wird von einer Vielzahl an Höhlenbrütern bevorzugt angenommen. Neben den auch hier dominant vertretenen Kohlmeisen brüten Trauerfliegenschnäpper (35 % Belegung) und Tannenmeise (18 % Belegung) in diesem Nistkastentyp. Damit kommt dem Schweglerkasten in Bezug auf die spezifischen Nisthöhlen-Ansprüche kleiner, konkurrenzschwacher Vogelarten eine erhebliche Bedeutung zu.

In beiden Untersuchungsgebieten werden jeweils mehr Schweglerkästen als Giebelkästen geräubert (Abb. 4). Bietet der Giebelkasten im UG Lieberose relativ guten Schutz gegen Nesträuber, so ist das im UG Herzberg nicht der Fall. Dort ist das Ausrauben der Giebelkästen auf das Vorkommen des Waschbären zurückzuführen. Im UG Lieberose ist bisher nur der Baumarder als Nestprädator festgestellt worden. Ein entscheidender Faktor für den „Prädationserfolg“ ist die Höhe des eingetragenen Nistmaterials, da beide Prädatoren das Nistmaterial zusammen mit den sich daran festkrallenden Jungvögeln hinausziehen.

Schlussfolgerung

Die Schwegler Nisthöhle Typ 1B ohne Marderschutz besitzt für mehrere höhlenbrütende Vogelarten eine hohe Bedeutung. Dieser Nistkastentyp wird jedoch im Wald vergleichsweise oft prädiert. Zusätzlich verschärft wird das Problem durch die Erbeutung nächtigender Vögel in Nistkästen (Nutzung als Schlafhöhle) außerhalb der Brutzeit. Auf den Nistkastenflächen im UG Herzberg sind bisher 16 adulte Kohl- bzw. Tannenmeisen ausschließlich aus Schweglerkästen im Herbst bzw. Winter gefressen worden. Stichwort: **ökologische Falle** → **dringender Handlungsbedarf!!** (Teil 2)

Martin Sedlacek und Alexander Menge

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, FB Waldschutz, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
Martin.Sedlacek@lfb.brandenburg.de; Alexander.Menge@lfb.brandenburg.de





Forstwirtschaft

Nistkästen im Kiefernforst – ein gedeckter Tisch für Nesträuber? (2)

Lösungsansatz

Nachrüstung des Schweglerkastens Typ 1B mit der Käfigfrontklappe (Abb. 5)

Bisherige Erfahrungen zeigen den Schutz vor Mardierzugriffen, jedoch nicht vor Waschbären (Abb. 13 – 15).

Verwendung eines vor Nesträubern sicheren Kastens mit Eignung als Brutstätte für viele Waldvogelarten

Ein „neuer“ alter Nistkastentyp ist in Erprobung, der sog. Typ Neschwitz (Abb. 6). Es handelt sich um einen Anfang der 60er Jahre an der Vogelschutzwarte Neschwitz (Sachsen) entwickelten Nistkasten, der vielfach in Obstplantagen verwendet wurde.



Abb. 5: Schwegler Nisthöhle 1B mit nachgerüsteter Käfigfrontklappe



Abb. 6: Nistkasten Typ Neschwitz mit verdecktem Einflugschlitz Ø 32-35mm, rechts oben: Kohlmeisennest, rechts unten: Braunes Langohr

Fazit

- Zukünftig sollten im Wald **nur Kästen mit vorgezogenem Einflugloch als Schutzmaßnahme vor dem Marder** verwendet werden. Dies gilt es auch bei Ausgleichsplanungen im Sinne der Eingriff- Ausgleichsregelung zu beachten.
- Eine **regelmäßige, jährliche Säuberung** ist u.a. wegen des sich aufstauenden Nistmaterials und der damit wachsenden Prädationsgefahr notwendig. Ein Verlust der Zweitbrut ist dennoch unter Umständen nicht zu verhindern.
- In Gebieten mit **Waschbäraktivität** besteht trotz Marderschutz-Vorrichtung eine **hohe Gefahr des Ausräuberns** (Abb. 7 – 12).

Nachgewiesene Nesträuber in Aktion



Abb. 7 - 9: Mit ihren langen Vorderläufen und deren ausgeprägtem Tastsinn erreichen Waschbären auch in Bayerischen Giebelkästen das bebrütete Nest. Aufnahmen vom 16.05.2017; 20:25 Uhr, Obf. Herzberg, Rev. Buchhain



Abb. 16 - 18: Schwegler Nisthöhlen 1B ohne vorgezogenes Einflugloch sind für Baumarder leicht zu räubernde Nistkästen. Zudem ist die flache Dachform dem Räuber zuträglich. Aufnahmen vom 16.05.2017; 19:25 Uhr, Rev. Doberlug



Abb. 10 - 12: Das ovale Flugloch und die geringe Höhe des Kastens erleichtert den Eingriff. Dagegen ist die Giebeldachform für Nesträuber als hinderlich einzustufen. Aufnahmen vom 25.06.2017; 03:45 Uhr, Obf. Herzberg, Rev. Doberlug



Abb. 19 - 21: Die stammgebundene Aufhängung ermöglicht Baumardern einen Zugriff aus verschiedenen Positionen heraus. In diesem Fall tödlich für die Trauerschnäpper-Brut am 23.07.2017; 02:10 Uhr, Obf. Herzberg, Rev. Doberlug



Abb. 13 - 15: Die nachgerüstete Käfigfrontklappe schützte beim ersten Raubversuch die am Vortag geschlüpften Kohlmeisen-Jungen vor dem Zugriff des Waschbären. Beim zweiten Raubversuch werden die Jungvögel im Alter von 15 Tagen erbeutet. Aufnahmen vom 30.06.2018; 03:10Uhr, Obf. Herzberg, Rev. Doberlug



Abb. 22 - 24: Nester in Giebelkästen bleiben für Baumarder meist unerreicht. Hier überlebt unbeschadet eine Tannenmeisen-Brut. Aufnahme vom 09.05.2017; 22:45 Uhr, Obf. Herzberg, Rev. Doberlug

Martin Sedlacek und Alexander Menge

Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, FB Waldschutz, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
Martin.Sedlacek@lfb.brandenburg.de; Alexander.Menge@lfb.brandenburg.de



Waldland eines Bundeslands des Deutschen Bundesgebietes
Förderkennzeichen: 220120165

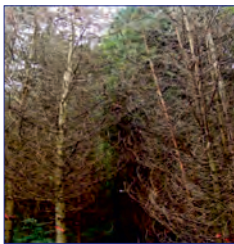


Forstwirtschaft



Erste Funde des parasitischen Schlauchpilzes *Neonectria neomacrospora* an Kolorado-Tanne (*Abies concolor*) im Nordostdeutschen Tiefland

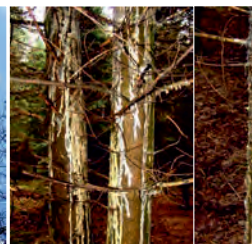
Im August 2013 wurden in zwei Waldbeständen des Landesbetriebes Forst Brandenburg auffällige, bis dahin unbekannte Krankheitserscheinungen an Kolorado-Tanne (*Abies concolor*) festgestellt. Betroffen waren zwei Pflanzungen (27 und 28 Jahre / 0,5 und 1 ha) im Raum Potsdam. Dasselbe Schadbild trat im Herbst 2016 zirka 100 km südöstlich des Erstfundes (in der Niederlausitz) an Kolorado-Tannen gleicher Altersstufe erneut auf. Die Symptome wurden in einer 0,15 ha großen Pflanzung (Reinbestand) registriert. Das Krankheitsgeschehen war durch intensives Abwerfen noch grüner Nadeln, massiven Harzfluss an Ästen und Stämmen, rasches Zurücksterben der Kronen und letztendlich vollständiges Absterben der Bäume gekennzeichnet (HEYDECK et al., 2015). Bei mikromorphologischen Untersuchungen ließen sich an Ästen und Stämmen geschädigter Kolorado-Tannen stetig Konidienlager eines Kleinpilzes aus der Formgattung *Cylindrocarpon* nachweisen. An frisch abgestorbenen Bäumen konnte die dazugehörige Teleomorphe (Perithezien einer *Neonectria*-Art) identifiziert werden. Später gelang es, den Pilz aus dem Bastgewebe noch lebender Kolorado-Tannen zu isolieren (MERKEL, 2018). Die Mikromerkmale stimmten gut mit der Spezies *Neonectria neomacrospora* (C. BOOTH & SAMUELS) MANTIRI & SAMUELS (Ascomycota, Nectriaceae) überein. Molekulargenetische Analysen ergaben, dass es sich bei dem Erreger eindeutig um die genannte Art handelt. Eine Beteiligung von Insekten und anderen Gliedertieren bei der Entstehung der Schäden kann ausgeschlossen werden. Die Befallsflächen im Landeswald sind inzwischen geräumt. Das infizierte Pflanzenmaterial wurde sachgerecht entsorgt.



Massive Schäden im Bestand und intensives Abfallen noch grüner Nadeln



Absterbende Kolorado-Tanne



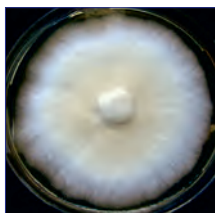
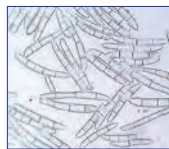
Starker Harzfluss und Rissbildung an den Stämmen schwer erkrankter Bäume



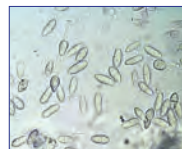
Berichte aus Nordeuropa lassen erkennen, dass *N. neomacrospora* in Norwegen seit 2008 Schäden an mehreren *Abies*-Arten verursacht hat (TALGØ et al., 2012). Zu Pflanzungsausfällen kam es auch in Dänemark und Schweden. Inzwischen wurde der Erreger in weiteren Ländern Europas nachgewiesen und in die Warnliste der EPPO aufgenommen.



Weiß gefärbte Konidienlager (Sporodochien) der *Cylindrocarpon*-Anamorphe am Stamm eines frisch abgestorbenen Baumes



links: Konidiosporen der *Cylindrocarpon*-Anamorphe (Mikropräparat)
Mitte: Reinkultur von *Neonectria neomacrospora* auf künstlichem Nährboden
rechts: Ascosporen von *Neonectria neomacrospora* (Mikropräparat)



Rot gefärbte Perithezien (Teleomorphe) von *Neonectria neomacrospora* auf abgestorbener Rinde

HEYDECK, P.; HIELSCHER, K. & C. DAHMS (2015): Ein neues Krankheitsbild an Coloradotanne in Brandenburg, AFZ-Der Wald 70 (2): 11-14.

MERKEL, R. (2018): Ursachenanalyse einer neuartigen Trieb- und Rindenerkrankung an Kolorado-Tanne (*Abies concolor* [GORDON] LINDL. ex HILDEBR.) im Bundesland Brandenburg. Masterarbeit, Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz.

TALGØ, V.; THOMSEN, I. M.; NIELSEN, U. B.; BRURBERG, M. B.; STENSVAND, A. & T. CECH (2012): Neue *Neonectria*-Art verursacht Krebswucherungen (Canker) auf Tannen (*Abies* spp.) in Skandinavien. Forstschutz Aktuell 54: 33-37.



Robert Merkel¹, Uwe Lange², Christine Dahms³, Kati Hielscher³ & Paul Heydeck³

¹ Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

² Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung (LELF) Brandenburg, Referat 43, Steinplatz 1, 15806 Zossen OT Wünsdorf

³ Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Fachbereich Waldschutz und Wildökologie, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde





Forstwirtschaft



Plan Birke -forsch voran

Das „Birkenprojekt“ stellt sich vor



Hintergrund und Ziele

Plan Birke ist ein Forschungs- und Bildungsvorhaben, das sowohl in der breiten Bevölkerung als auch bei Akteuren der Forstwirtschaft ein **neues Bewusstsein für die Birke** schaffen möchte. Jedes Kind erkennt den schönen Baum, doch in Forstwirtschaft und Waldbau spielte die Birke bisher keine Rolle, wurde oft sogar bewusst aus den Kiefernmonokulturen entnommen und als „Wassersäuerer“ verschrien. Zusammen mit **Bürgerforscher*innen** finden wir auf Forschungsflächen heraus, wo die Stärken der Birke liegen. Auch in **Waldpädagogischen Angeboten** und **Informationsveranstaltungen** zeigen wir das große Potential der Birke und wecken Interesse für waldökologische Zusammenhänge.

Die große Stresstoleranz und Anspruchslosigkeit der Birke verschafft ihr in Zeiten von Klimawandel und Extremereignissen einen Vorteil, den sie als „**Erstbesiedlerin**“ zu nutzen weiß. So bereitet sie als **Vorwald** den Weg für gesunde, artenreichere Wälder. Trotz ihrer Häufigkeit wird die Birke in der Forstwirtschaft kaum gezielt gefördert. In Kooperation mit holzverarbeitenden Gewerben möchten wir Entscheidungsträgern in Privat- und Landeswald über andere **Vermarktungsmöglichkeiten** informieren, sodass Birkenholz nicht immer als Brennholz enden muss.



Projektträger und Projektpartner

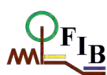


Das Projekt wird im Rahmen des **Waldklimafonds** vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) sowie dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) finanziert. Projektträger ist die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. . Vom 01.01.2018 bis zum 31.12.2020 arbeitet das **Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE)** zusammen mit der **Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SDW)** und dem **Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften Finsterwalde (FIB)** im Projekt „Plan Birke - forsch voran“.



Perspektiven

Durch den verstärkten Fokus, der für die Laufzeit des Projektes auf die Birke gerichtet ist, möchten wir nachhaltig ein **Umdenken** bei forstlichen Entscheidern, holzverarbeitender Industrie und Bürger*innen anregen. Die Birke soll die Anerkennung als **wertvolle Option** für Waldbau, Holzindustrie und nachhaltigen Konsum bekommen, die sie verdient. Die Aufmerksamkeit, die die schöne Baumart im Projekt bekommt, soll außerdem ein Schlüssel sein, mit dem Laien einen **leichten Zugang zu den Themen Wald, Ökologie und Wissenschaft** haben. Die Forschungsergebnisse, die unter Beteiligung von Bürgerforscher*innen gewonnen werden bilden eine beispielhafte **Grundlage für weiterführende Forschung** zu Pionierbaumarten und Waldbaustrategien im Klimawandel. Am Ende des Projektes steht unter anderem ein **Handlungsleitfaden** für die forstliche Praxis, der die klare Rolle der Birke im Umbau der Bestände zu stabileren Wäldern im Nordostdeutschen Tiefland definiert.



Ulrike Selk
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
E-Mail: ulrike.selk@lfb.brandenburg.de





Forstwirtschaft



Plan Birke -forsch voran

Das „Birkenprojekt“ stellt sich vor

Projekthinhalte

Forschung



Auf **Versuchsflächen** im Süden und Norden Brandenburgs erforschen wir, unterstützt von ehrenamtlichen Helfern, wie die Birke mit Licht, Wasser und Nährstoffen umgeht. Besonders interessiert uns dabei, ob sie eine Konkurrenz für die Kiefer darstellt und die knappe Ressource **Wasser besser nutzen** kann. Zu den Versuchsflächen gehören Messvorrichtungen zu Witterung, Stammablauf, Saftfluss und Bodenwasser.

Bildungsarbeit

In **vier Bildungsmodulen** wird an brandenburger Schulen Wissenschaft erlebbar gemacht: Schülerinnen und Schüler der Sekundarstufe lernen anhand der Birke, wie forstliche Datenaufnahme funktioniert und ausgewertet wird, wie es um die Artenvielfalt heimischer Wälder bestellt ist, was die wichtigsten Bodeneigenschaften sind und was der Wald mit Klima zu tun hat. Außerdem entwickeln wir **interaktive Bildungskoffer** für Kinder, Jugendliche und junge Erwachsene, die in der forstlichen Umweltpädagogik angewendet werden.



Wissenstransfer



In verschiedenen Workshops möchten wir vorhandenes Wissen um die Birke ergänzen und in den **Dialog mit Waldbewirtschaftenden** treten. Wie sieht ein Förster im Landeswald die Birke? Welche Möglichkeiten bietet sie Privatwaldbesitzern? Die erste dieser Veranstaltungen ist die „Waldwerkstatt“ im April 2019, in der es um den Waldbau mit der Birke geht. Später in diesem Jahr folgen noch Termine zu **Sortimentierung** von Birkenholz und den Ansprüchen, die die **Industrie** an die Baumart stellt.

Impulse geben

Mit **Pflanzaktionen** in ganz Brandenburg möchten wir das Augenmerk auf die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten lenken, die die Birke bietet. Von den Möglichkeiten der Waldrandgestaltung bis zur Begründung von Vorwald auf Waldbrandflächen. Eine **Ausstellung** in Eberswalde, **Infostände** auf verschiedenen Messen, und sogar eine **App** zum Thema Birkenwald bieten Informationen und Gesprächsanlässe für interessierte Bürger*innen.



Auch im Internet zu finden unter www.Plan-Birke.de



Ulrike Selk
Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
E-Mail: ulrike.selk@lfb.brandenburg.de



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 Waldbewirtschaftung 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 Waldbewirtschaftung-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 61.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 11. Winterkolloquium am 25. Februar 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 62.

30 Jahre forstliches Umweltmonitoring in Brandenburg. Beiträge zur Fachtagung am 6. und 7. Juli 2016 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 63.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 12. Winterkolloquium am 23. Februar 2017 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 64.

Wissenstransfer in die Praxis-Beiträge zum 13. Winterkolloquium am 22. Februar 2018 in Eberswalde. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65.

Ergebnisse der ersten Landeswaldinventur 2013 im Land Brandenburg im Kontext mit der dritten Bundeswaldinventur 2012 und der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2012-2052. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 66.