



Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Winfried Riek | Alexander Russ | Daniel Ziche | Rainer Hentschel |
Andrea Brini

Prognose zur Entwicklung der Rot-Buche unter veränderten Wasserhaushaltsbedingungen

Beitrag in einer Schriftenreihe | Version of Record

Diese Zweitveröffentlichung ist auf dem Publikationsserver der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde archiviert:

<https://urn:nbn:de:kobv:eb1-opus-5276>

URL: <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/efs71.pdf>

Terms of use:

Dieser Fachbeitrag ist durch das Urheberrecht und/oder verwandte Schutzrechte geschützt.

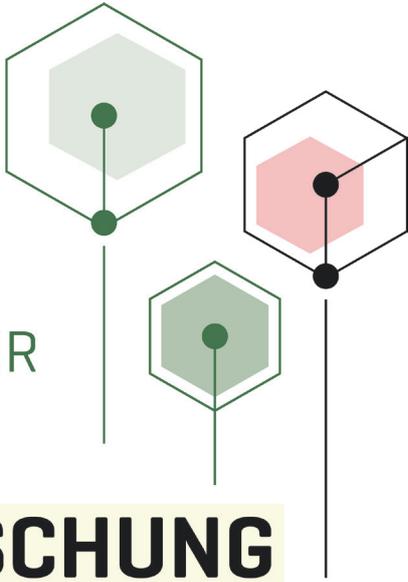
Die Lizenz finden Sie unter:

<https://rightsstatements.org/page/InC/1.0/?language=de>.

Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 71

Zustand und Entwicklung der Rot-Buche in den Wäldern Brandenburgs unter den Bedingungen des Klimawandels





WALDWISSEN WIR

150 JAHRE

WALDFORSCHUNG

IN BRANDENBURG

Impressum:

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

Redaktion: Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Prof. Dr. habil. Ralf Kätzel

Gesamtherstellung: Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH
Karl-Liebnecht-Straße 24/25
14476 Potsdam (OT Golm)

1. 1.000 Exemplare, gedruckt auf PEFC-Papier.

Titelfotos: Frank Becker (Umschlag), Dr. Jan Engel (S. 8)

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



Eberswalde, Dezember 2021

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz (MLUK) 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.

Prognose zur Entwicklung der Rot-Buche unter veränderten Wasserhaushaltsbedingungen

Winfried Riek, Alexander Russ, Daniel Ziche, Rainer Hentschel, Andrea Brini

1 Einführung

Zeitreihen der Wasserhaushaltsmodellierung von exemplarischen forstlichen sowie für die regionalisierte Wasserhaushaltskennwerte stellen Grundlagen dar, um baumarten- und standortsdifferenziert das räumlich-zeitliche Ausmaß von Wassermangel im Land Brandenburg abzuschätzen. Sowohl der Einsatz statistischer Trendanalysen, als auch die Verwendung szenarischer Klimadaten in der Wasserhaushaltsmodellierung, sind darüber hinaus fundierte Ansätze zur prognostischen Risikobewertung im Klimawandel. Hierzu liegen Ergebnisse aus der jahrelangen Forschungskooperation von LFE und HNEE vor (z. B. RIEK & RUSS 2019, RUSS et al. 2019, ZICHE et al. 2021). Aufbauend auf den brandenburgischen Daten der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) und Befunden des Level-II-Beobachtungsprogramms sowie digitalen Geländemodellen und forstlichen Standortskarten stand die Ableitung von Kennwerten zum Wasser- und Nährstoffhaushalt für die Punkte eines brandenburgweiten 100x100-m-Stützstellennetzes im Fokus dieser Untersuchungen. Mit Hilfe von Klimaszenarien und Trendanalysen wurden für ca. 1,1 Mio. Rasterpunkte Empfehlungen zur Baumartenwahl und zur Minimierung der durch den Klimawandel ausgelösten Anbau Risiken abgeleitet (RIEK et al. 2020). Im Zentrum des vorliegenden Beitrags, der eine Übersicht der bisherigen Arbeiten darstellt, stehen ausgewählte Befunde mit speziellem Blick auf die Baumart Rotbuche. Zudem werden aktualisierte Zeitreihen von Klimadaten (Zeitraum 1961-2020) erstmalig in die Betrachtungen einbezogen und hinsichtlich der Veränderung des Wasserhaushalts der Waldstandorte deskriptiv-statistisch ausgewertet.

2 Material und Methoden

Die bei der Regionalisierung von Bodeneigenschaften eingesetzten Methoden und die Ansätze zur Ableitung von Baumartenempfehlungen sind bei RIEK & RUSS (2016, 2019) beschrieben. Grundlagen der Regionalisierungsmodelle bilden BZE-Inventurdaten, Informationen aus der forstlichen Standortskarte sowie zusätzliche Geodaten und digitale Höhenmodelle. Insbesondere die der forstlichen Standortskarte im Maßstab 1:10.000 zu entnehmenden bodenphysikalischen Eigenschaften, die sich aus der forstlichen Befundeinheit – namentlich der Bodenform als zentralem Element der Stammstandortsform nach SEA95 (SCHULZE

1998) – ableiten lassen, stellen wichtige Steuergrößen für die Übertragung von Befunden aus dem forstlichen Umweltmonitoring dar. Insgesamt konnte für die W Brandenburg an 1.076.222 Punkten im 100x100-m-Raster ein breites Spektrum konsistenter Bodenkennwerte und Standortsinformationen generiert werden.

2.1 Flächendeckende Regionalisierung von Klimadaten als Zeitreihe

Die hier präsentierten Auswertungen zum Wasserhaushalt basieren auf Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes. Sie umfassen Zeitreihen von Niederschlag und potenzieller Verdunstung auf Monatsbasis für den Zeitraum 1961-2020, die für die 100x100-m-Rasterpunkte generiert wurden. Die Regionalisierung der Klimaparameter erfolgte auf Tagesbasis mit Hilfe der beiden an der NW-FVA entwickelten R-Pakete „KSPclimreg“ (SCHMIDT-WALTER 2019) und „KSPclimpredict“ (SCHMIDT-WALTER 2018). Neben den frei verfügbaren DWD-Stationsdaten (CDC 2018) gehen die Lage und die Höhe über Normalnull in die Regionalisierung ein. Als Grundlage dient ein digitales Geländemodell in Für Temperatur, Dampfdruck und Windgeschwindigkeit werden für jeden Tag generalisierte additive Modelle (GAM) an die Messdaten angepasst. Für Niederschlag und Sonnenscheindauer wird das „Universal Kriging“ verwendet. Eine Korrektur der Niederschlagsmessungen nach RICHTER (1985) wurde nicht vorgenommen. Die potentielle Verdunstung wurde als FAO-Grasreferenzverdunstung berechnet (ALLEN et al. 1998), wobei die hierzu benötigte Globalstrahlung aus der täglichen Sonnenscheindauer geschätzt wurde.

Als räumliche Befundeinheit für Auswertungen der Klimadaten wurden die forstlichen Wuchsbezirke Brandenburgs verwendet. Auf der Grundlage des 100x100-m-Stützstellennetzes konnten die Mediane der Klimatischen Wasserbilanz im Sommerhalbjahr (April – September) für insgesamt 94 Wuchsbezirke berechnet werden. Die Wuchsbezirke als Bestandteil der forstlichen Standortsgliederung spiegeln in Brandenburg maßgeblich die geologisch und bodenkundlich unterschiedlichen Landschaftsverhältnisse und deren Hydromorphie wider. Sie bilden daher vor allem unter Anwendungsaspekten sinnvolle räumliche Strati- bei der Regionalisierung sich verändernder Klimadaten.

2.2 Regionalisierung von Kennwerten des Bodenwasserhaushalts

Anhand der aus Karten ermittelten bodenphysikalischen Primärdaten, regionalisierten - abständen und modellierten Humusgehalten wurde die Bodenwassermenge für jeden der 100x100-m-Rasterpunkte berechnet. Die brandenburgweite Ableitung der wird bei HANNAPPEL & RIEK (2011) erläutert. Für die Schätzung und Regionalisierung der Humusgehalte an den Rasterpunkten entwickelte RUSS (2015) auf der Grundlage der aus der Bodenzustandserhebung vorliegenden C-Gehalte und -vorräte einen statistischen Ansatz, bei dem multiple schrittweise Regressionsanalysen, Clusteranalyse sowie das von BREIMANN et al. (1984) entwickelte CART-Verfahren verwendet wurden (vgl. RUSS et al. 2021). Die Bodendichte wurde von RUSS (2015) durch Rekalisierung der Pedotransferfunktion von ADAMS (1973) berechnet. Für die Schätzung der hydraulischen Bodeneigenschaften wurde die für den Untersuchungsraum validierte Pedotransferfunktion von RENGGER et al. (2009) eingesetzt (vgl. RUSS & RIEK 2011).

Die Ableitung der Kenngrößen des standörtlichen Wasserhaushalts (reale Verdunstung, Sickerung) erfolgte an allen 100x100-m-Rasterpunkten auf Jahresbasis mit dem Modellansatz TUB-BGR (WESSOLEK et al. 2008, 2009) für den Zeitraum 1961-2020. Eingangsgrößen sind Bodenart, nutzbare Feldkapazität (nFK) im effektiven Wurzelraum, Bestandesstyp, Niederschlag und potenzielle Evapotranspiration. Als Steuergröße bei der Wasserhaushaltsmodellierung wurde die nFK tiefenstufenweise bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe aufsummiert. Zur Abschätzung des effektiven Wurzelraums wurde auf Tiefenfunktionen für die Berechnung der ausschöpfbaren Bodenwassermenge nach RIEK (1998) zurückgegriffen. Diese Funktionen erlauben die Abschätzung der durch den Bestand in jeder Bodentiefe effektiv ausschöpfbaren Bodenwassermenge in Abhängigkeit von Bestandesalter und hydrischen Anreizen zur Tiefendurchwurzelung. In Anlehnung an die Zuwachsentwicklung der meisten Hauptbaumarten wurde davon ausgegangen, dass die vertikale Erschließung des Wurzelraumes im Alter von 40 Jahren i.d.R. abgeschlossen und der des Bestandesalters entsprechend limitiert ist. Auf Grundlage dieser für jeden Punkt ermittelten Tiefenfunktion konnte der effektive Wurzelraum dann – dem Ansatz von RENGGER & STREBEL (1980) entsprechend – ermittelt werden (RUSS 2015). Die Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte sowohl für die reale Bestockung als auch für den standortsabhängigen Waldtyp der potenziell natürlichen Vegetation. Zur Abschätzung von Wassermangel und ggf. auftretendem Trockenstress wurde der Quotient aus realer und potenzieller Evapotranspiration (AET/PET) berechnet.

2.3 Wasserhaushaltsmodellierung von Buchenbeständen mit LWF-Brook90

Exemplarisch wurden für ausgewählte BZE-Punkte mit Buchenbestockung Wasserhaushaltsmodellierung

gen mit dem Modell LWF-Brook90 (HAMMEL & KENNEL 2001) durchgeführt. Dieses ist eine Erweiterung des Modells Brook90 (FEDERER 2002). Das Modell simuliert auf Tagesbasis ganzjährig Evapotranspiration und Als Eingangsdaten benötigt LWF-Brook90 Klimadaten (Temperatur, Niederschlag, relative Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit) in täglicher Blattphänologie, Blatt(LAI), (SAI), Bestandeshöhe, Feinwurzelverteilung und bodenhydraulische Parameter. Um für den Zeitraum 1961-2020 für jeden BZE-Punkt die notwendigen Klimadaten zu erhalten, wurden auf Basis von Tagesdaten des gesamten DWD-Stationsdatensatzes (DEUTSCHER WETTERDIENST 2020) Klimazeitreihen von 01.01.1961 bis 31.08.2020 mittels „ordinary kriging“ (Niederschlag) und „regression kriging“ (alle anderen Klimakenngrößen) interpoliert (ZICHE & SEIDLING 2010). Die Phänologie wurde für den gesamten Zeitraum mit einem kalibrierten Modell nach MENZEL & FABIAN (1999) abgeleitet (RUSS & RIEK 2017). Um die Bestandeshöhe und ihre Entwicklung über den Simulationszeitraum abzuleiten, wurde aus den Daten der Bestandesaufnahmen der BZE-Bestände zunächst die Oberhöhe berechnet und ihr Verlauf dann an den Höhenverlauf digitalisierter Ertragstafeln (NAGEL 2007) angepasst. Der LAI und SAI und ihr Verlauf wurden analog berechnet. Für den LAI wurde dazu anhand von Biomassefunktionen zunächst die Blattbiomasse basierend auf den Stammzahl-, Durchmesser- und Höhenwerten der Ertragstafeln berechnet und diese dann mit durchschnittlichen (SLA) - Angaben der Baumarten aus der LEDA – Datenbank (KLEYER et al. 2008) multipliziert. Anschließend wurde der Verlauf an die aus den BZE-Bestandesdaten berechneten LAI-Werte angepasst. Der LAI der Bodenvegetation wurde anhand der Deckungsgradschätzungen aus den Vegetationsaufnahmen abgeleitet. Damit wurde zunächst die oberirdische Blattbiomasse, wie in ZICHE et al. (2019) beschrieben, modelliert. Anschließend wurde diese ebenfalls mit SLA-Werten aus der LEDA-Datenbank multipliziert. Die Feinwurzelverteilung wurde entsprechend von WILPERT et al. (2016) anhand einer Regression der Wurzelsprache an der mit dem beta-Modell (GALE & GRIGAL 1987, JACKSON et al. 1996) modelliert. Hydraulische Parameter zur Modellierung nach Mualem – van Genuchten wurden anhand der gemessenen Korngrößenverteilung nach RENGGER et al. (2009) geschätzt. Die Parametrisierung des Modells erfolgte wie in ZICHE et al. (2021) beschrieben. Abweichend davon wurden die - tions-Parameter über alle Flächen konstant gehalten.

Zur Kennzeichnung von zeitlichen Trends wurden folgende Wasserhaushaltskenngrößen und Wassermangelindikatoren auf Grundlage der Simulationsergebnisse für den Zeitraum 1961-2020 berechnet:

- jährliche reale Evapotranspiration (Summe aus Transpiration, Evaporation und Interzeption) [mm]
- jährliche Sickerung [mm]
- mittlere jährliche verfügbare Bodenwassermenge bis 200 cm Tiefe [mm]

- mittlere jährliche relative Bodenwassermenge bis 200 cm Tiefe [%]
- Anzahl der Tage pro Jahr mit $AT/PT < 0,7$: Quotient aus realer und potenzieller Transpiration (SHAW & LAING 1966), Schwellenwert ab dem mit deutlich reduziertem Dickenwachstum zu rechnen ist.

2.4 Ableitungen zur Anbaueignung von Buche

Die Empfehlungen für die Anbaueignung der Rotbuche unter variierenden Wasserhaushaltsbedingungen basieren auf statistischen Ansätzen, die bei RIEK & RUSS (2014, 2019) und RIEK et al. (2020) ausführlich dargestellt sind. Grundlage für die Kennzeichnung der Baumartenempfehlungen bilden Angaben zum Bestandeszieltyp von 268.796 Punkten des verwendeten 100x100-m-Punkterasters, die dem Datenspeicher Wald (Stichjahr: 2008) entnommen wurden. Es wurden Diskriminanzmodelle zur Schätzung der Hauptbaumart des jeweiligen Bestandeszieltyps als Funktion von Boden- und Klimakennwerten hergeleitet, in denen sich folgende Kennwerte als -

1. W aus realer und potenzieller Evapotranspiration
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 ($A^5, A^4, \dots, R^2, R^1$) nach SCHULZE (1998)

Empfehlungswahrscheinlichkeiten für die Hauptbaumarten des Bestandeszieltyps unter veränderten Klimabedingungen wurden anhand der ermittelten Diskriminanzmodelle unter Verwendung von Daten aus Klimaszenarien der Dekaden 2051-2060 und 2091-2100 berechnet (RIEK et al. 2020). Bei den szenarischen Klimadaten handelt es sich um Angaben zu Niederschlag und potenzieller Verdunstung auf Tagesbasis sowie um tägliche Minimum-, Maximum- und Mitteltemperaturen als Ergebnis von Berechnungen mit dem regionalen Klimamodell WettReg auf Grundlage des globalen Klimamodells ECHAM5/MPI-OMT63L31 für die SRES-Szenarien A1B, A2 und B1 (SPEKAT et al. 2007). Basierend auf einem Vergleich der Modellergebnisse für unterschiedliche Szenarien beschränken sich die Herleitungen letztlich auf das Szenario A1B. Die Regionalisierung der Klimakennwerte für ein brandenburgweites 1x1 km Raster erfolgte auf der Grundlage der Klimakennwerte von 62 meteorologischen Stationen in und um Brandenburg. Methodische Details sich bei KREIENKAMP & SPEKAT (2009) und RIEK et al. (2013). Aufbauend auf den mit Hilfe der Diskriminanzanalyse für die Hauptbaumarten Kiefer, Eiche und Buche abgeleiteten Empfeh-

lungswahrscheinlichkeiten wurden in einem weiteren Schritt empirisch generierte Baumarteneignungstabellen von 22 verschiedenen Baumarten (GRÜLL 2007) mit in die Auswertung einbezogen. Unter dem Anspruch der Risikominimierung im Klimawandel konnten damit standortsabhängig Empfehlungen zu den Baumartenanteilen an der Bestandeszusammensetzung statistisch hergeleitet werden. Methodische Details werden von RIEK et al. (2020) erläutert.

Im vorliegenden Beitrag wird für die Baumart Buche ein weiterer Ansatz zur Einschätzung ihrer Anbaueignung verwendet. Dieser beruht auf der Standortwasserbilanz nach GRIER & RUNNING (1977), die sich für grundwasserferne Standorte als Summe von langjähriger Klimatischer Wasserbilanz und nutzbarer Feldkapazität bis 1 m Bodentiefe errechnet. Im vorliegenden Beitrag wurde anstelle der nutzbaren Feldkapazität das Bodenwasser im effektiven Wurzelraum (Abschnitt 2.2) verwendet. Die Standortwasserbilanz (SWB) ist ein einfach herleitbarer Indikator für potenziellen Wassermangel, der jedoch aufwändige Wasserhaushaltsmodellierungen zur Einschätzung von Trockenstress auf physiologischer Ebene nicht ersetzt. Von HAMKENS et al. (2020) werden auf der Grundlage von Literaturangaben, Inventurauswertungen und Expertenwissen Schwellenwerte der SWB für die Trockenstressgefährdung von Baumarten als Entscheidungshilfe zur klimawandelangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt vorgelegt. Diese Schwellenwerte werden im vorliegenden Beitrag in Kombination mit der standörtlichen Nährkraftstufe als Grundlage für die standortgerechte Baumartenwahl mit Blick auf die Baumart Rotbuche herangezogen. Nach HAMKENS et al. (2020) wird dabei differenziert zwischen i) Baumart führend, ii) Baumart beigemischt, iii) Baumart vorübergehend beigemischt, iv) Baumart begleitend oder v) Baumart vom Anbau ausgeschlossen. Der Sonderfall „vorübergehend beigemischt“ bezieht sich auf waldbauliche Ausgangssituationen in Buchenbeständen mit Naturverjüngung, die auf Standorten stocken, deren Wasserversorgung sich klimawandelbedingt so sehr verschlechtern wird, dass die vorhandene Verjüngung nur „vorübergehend“ im Sinne kürzerer Produktionszeiten bzw. geringerer Zielstärken in die Waldentwicklung einbezogen werden kann.

3 Ergebnisse

Mit dem Jahr 2020 endete die jüngste, den Zeitraum 1991-2020 umfassende, sogenannte Klimanormalperiode. Der Begriff kennzeichnet einen Zeitraum der Klimabeobachtung, der von der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) auf 30 Jahre festgelegt wurde und als Referenzzeitraum zur Erfassung des Klimas und seiner Änderungen dient. Referenzperioden der WMO sind die Zeitspannen von 1901-1930, 1931-1960, 1961-1990 und 1991-2020. Die Mittelwertbildung über diese Zeitspannen dient dazu, möglichst alle wesentlichen Ausprägungen des Klimas mit seiner natürlichen Variabilität während der Zeitspanne zu berücksichtigen. Die nachfolgenden Darstellungen zu

Klima und Wasserhaushalt basieren auf dem Vergleich der beiden vergangenen Klimanormalperioden und der Dynamik der betrachteten Datenreihen innerhalb des Zeitabschnitts von 1961-2020.

3.1 Veränderung der sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz

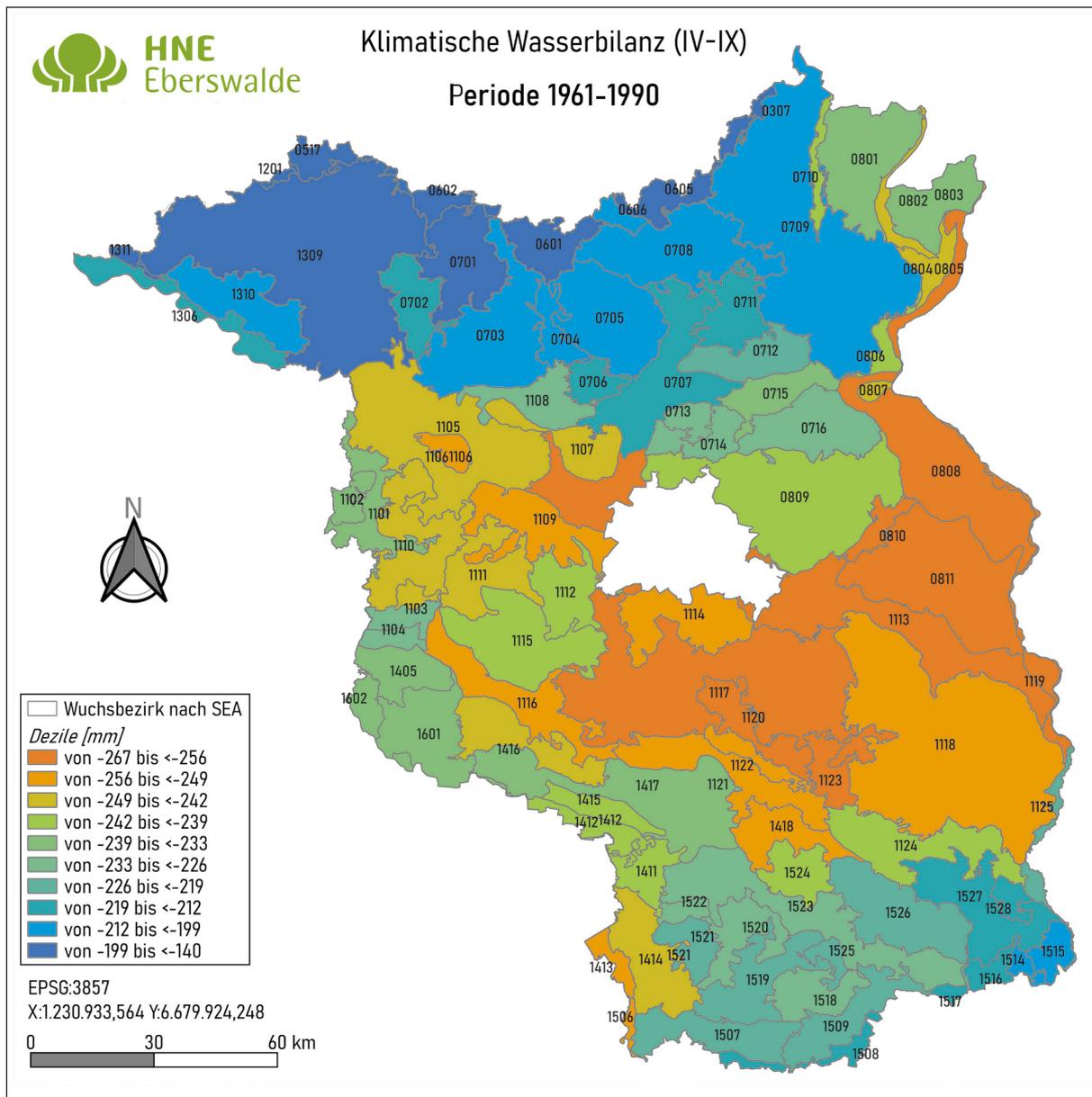
Für grundwasserferne Standorte gibt die Wasserversorgung aus dem Niederschlag in Relation zum atmosphärischen Verdunstungsanspruch erste Hinweise auf mögliche Wassermangelsituationen. Hierzu wurde die Klimatische Wasserbilanz als Differenz aus Niederschlag und potenzieller Evapotranspiration (Grasreferenzverdunstung) im Sommerhalbjahr (April – September) für alle terrestrischen Standorte des brandenburgweiten 100x100-m-Rasters für den Zeitraum der beiden letzten Klimanormalperioden berechnet. Im Ergebnis zeigt sich eine Abnahme der Klimatischen Wasserbilanz von -237 mm in der Normalperiode 1961-1990 (P1) auf -286 mm in der Normalperiode 1991-2020 (P2). Die Differenz ergibt sich durch den Anstieg der potenziellen Verdunstung um 22 mm von 585 mm in P1 auf 607 mm in P2 bei gleichzeitiger Abnahme der Sommerniederschläge um 27 mm von 348 mm in P1 auf 321 mm in P2. Im Mittel aller terrestrischen, d. h. grundwasserfernen, Waldstandorte Brandenburgs reduziert sich die Klimatische Wasserbilanz somit um 49 mm. Die Reduktion ist bei den nährstoffärmeren Standorten schwächer ausgeprägt als bei den kräftigeren Standorten (Tab.1). Dies zeigt sich besonders anhand der Mediane mit einer Differenz von -30 mm bzw. -32 mm bei A- und Z-Standorten gegenüber -48 mm bzw. -51 mm bei K- und R-Standorten. Die Mediane sind hier aufgrund schiefer Verteilungen aussagekräftiger als die arithmetischen Mittelwerte. Die Kohärenz zwischen Nährkraftstufe und Klimatischer Wasserbilanz ergibt sich zufällig aus großräumigen Unterschieden der Nährkraft in Abhängigkeit von der Nährkraftstufe einerseits und dem Auftreten von Gradienten und räumlichen Mustern bei der Dynamik der Klimatischen Kenngrößen andererseits. Letztere lassen sich anhand von Kartendarstellungen der Klimatischen Wasserbilanz von Wuchsbezirken visualisieren (Abb.1).

Die Karten in Abb.1 zeigen die Mediane der sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz von 94 Wuchsbezirken für die Perioden P1 und P2, deren Differenzen aus der Darstellung in Abb.2 hervorgeht. Die Klasseneinteilungen werden in allen drei Darstellungen durch die Dezile der Wuchsbezirksmediane vorgegeben. Gemessen anhand der Spannen zwischen den 10- und 90-Perzentilen variieren die Werte in der Klimanormalperiode P1 zwischen -199 mm und -256 mm und in der Periode P2 zwischen -245 mm und -297 mm. Dies verdeutlicht die Zunahme der Klimatischen Trockenheit im betrachteten Zeitraum.

Durch die Darstellung in Abb.1 wird sichtbar, dass sich die räumliche Verteilung der Klimatischen Wasserbilanz zwischen den beiden Klimanormalperioden P1 und P2 deutlich unterscheidet. So stellen sich z. B. die südöstlich und östlich von Berlin gelegenen Wuchsbezirke in P1 als besonders trocken dar, während sie in P2 moderat in Erscheinung treten. Die trockensten Gebiete sind in P2 indes Wuchsräume im südwestlichen Landesteil, die in P1 noch durchschnittlich erschienen. Die räumlichen Unterschiede bei der Veränderung der Klimatischen Wasserbilanz werden durch die Karte der wuchsbezirksbezogenen Median-Differenzen noch deutlicher (Abb.2). Hier zeigt sich, dass die Abnahme der Klimatischen Wasserbilanz in den während P1 klimatisch besonders trockenen Wuchsräumen südöstlich von Berlin nur sehr gering bis nicht vorhanden ist. Markant fallen hingegen die Abnahmen der Klimatischen Wasserbilanz in den nördlichen insbesondere nordwestlichen Wuchsräumen aus. Insgesamt weist das ermittelte räumlich-zeitliche Muster darauf hin, dass sich der Klimawandel in Regionen die bereits in der Periode P1 als besonders trocken ausgewiesen wurden, weniger bemerkbar macht, als in den ehemals frischeren Regionen, die von bedeutenden Abnahmen der Klimatischen Wasserbilanz von bis zu ca. 100 mm betroffen sind. Dies erscheint für die Fragestellung im vorliegenden Beitrag insofern von Relevanz, als sich die für Rotbuche potenziell geeignetsten Wuchsräume im früher klimabegünstigten nördlichen Brandenburg befinden, welches nun besonders stark von der Tendenz zu größerer Trockenheit betroffen ist.

Tab.1: Klimatische Wasserbilanz, potenzielle Evapotranspiration und Niederschlag im Vergleich der Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020 sowie deren Differenz (100x100-m-Raster)

Nährkraftstufe		Periode 1961-1990			Periode 1991-2020			Differenzen			[ha]
		KWB	PET	Nd	KWB	PET	Nd	KWB	PET	Nd	
A	Mittelwert	-244	589	346	-292	612	320	-48	22	-26	79.765
	Median	-242	586	347	-272	606	313	-30	19	-34	
Z	Mittelwert	-241	590	349	-288	612	324	-47	22	-25	418.098
	Median	-237	588	353	-269	604	319	-32	16	-34	
M	Mittelwert	-233	580	347	-281	603	322	-48	23	-25	390.197
	Median	-226	578	350	-270	595	311	-44	17	-40	
K	Mittelwert	-227	575	347	-276	596	320	-49	21	-28	71.515
	Median	-218	574	349	-267	587	308	-48	13	-41	
R	Mittelwert	-223	569	346	-275	590	316	-52	21	-31	5.721
	Median	-217	568	342	-268	579	304	-51	11	-37	



Die Gegenüberstellung der wuchsbezirksbezogenen Mediane der Klimatischen Wasserbilanz in den beiden Klimanormalperioden zeigt das Streudiagramm in Abb.3. Dargestellt ist die $Y=X$ -Gerade sowie die lineare Ausgleichsfunktion. Es zeigt sich, dass die Mediane der Wuchsbezirke in Periode P2 ausnahmslos niedriger sind als in Periode P1. Zudem wird auch hier deutlich, dass der Betrag der Abnahme vom Ausgangswert der Periode 1 abhängt. Rechnerisch ergibt sich aus dem Verlauf der Ausgleichsgeraden, dass für Ausgangswerte (P1) um -290 mm keine Veränderung der mittleren Klimatischen Wasserbilanz in P2 erfolgt, während für Ausgangswerte > -200 mm Abnahmen von ca. 60 – 100 mm zu verzeichnen sind.

Die Dekadenmittelwerte der wuchsbezirksbezogenen Mediane (Abb.4) zeigen einen Abwärtstrend der som-

merlichen Klimatischen Wasserbilanz von 213 mm in der Dekade 1961-1970 auf 305 mm in der Dekade 2011-2020, wobei sich die Dekade 2001-2010 deutlich durch einen vom Gesamtverlauf abweichenden (weniger negativen) Wert heraushebt. Für die letzte Dekade 2011-2020 unterstreichen die einzelnen Jahreswerte der sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz die besondere Trockenheit der jüngsten Vergangenheit, insbesondere der Jahre 2018 (-549 mm), 2019 (-424 mm), 2020 (-391 mm), 2016 (-376 mm) und 2015 (-334 mm). Das Jahr 2018 liegt damit weit außerhalb des räumlich-zeitlichen Streubereichs aller Werte im betrachteten Zeitraum von 1961-2020. Die Besonderheit des Extremjahres 2018 bestätigt sich auch, wenn bei der Berechnung von Kennwerten für Wassermangel die Bodenwasserspeicherkapazität mit einbezogen wird (Abschnitt 3.2).

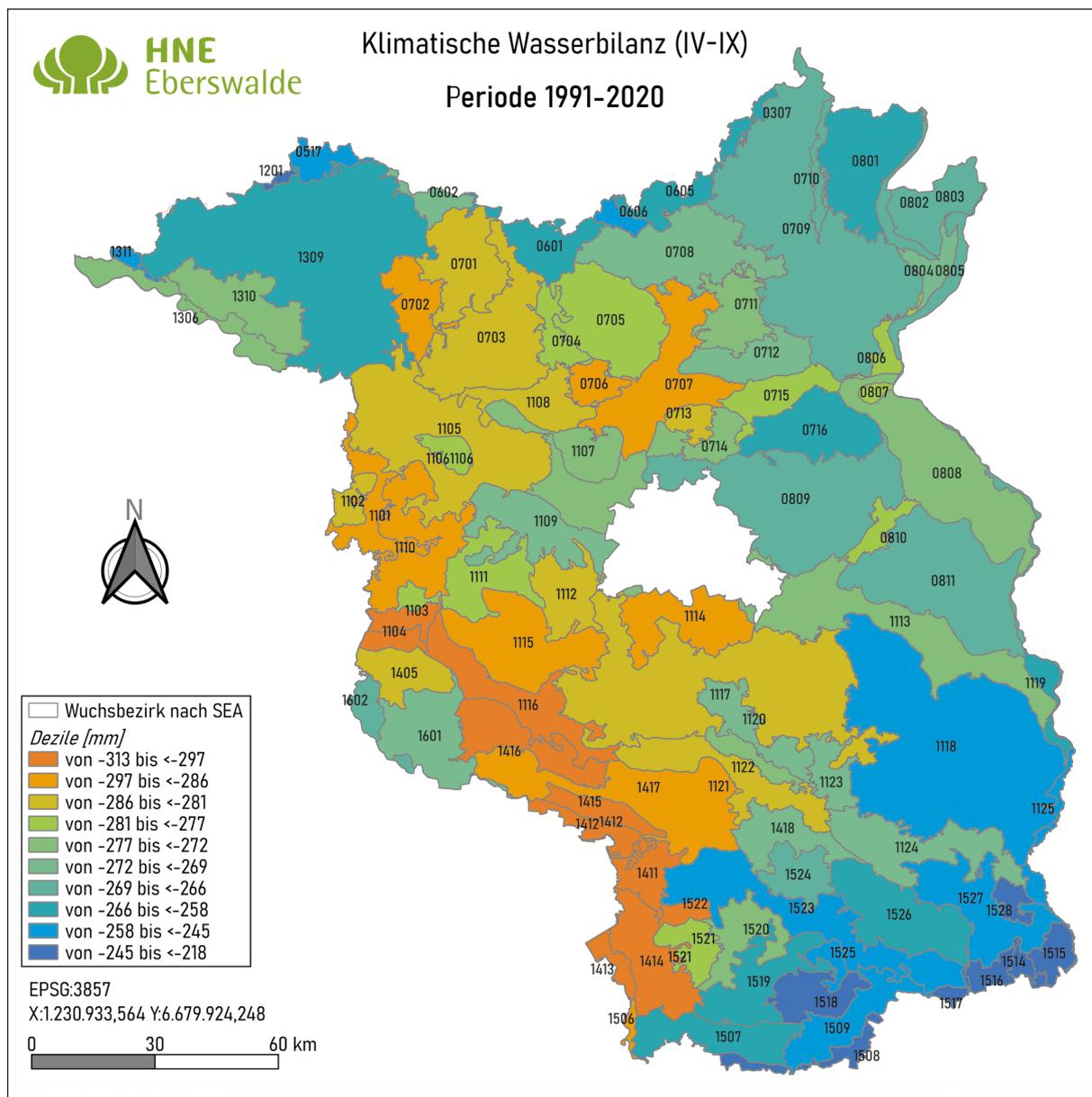


Abb.1a und b: Dezile der wuchsbezirksbezogenen sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz (April – September) mit Wuchsbezirksnummer im Vergleich der Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020

Um die Dynamik innerhalb der beiden Klimanormalperioden zu berücksichtigen, wurden für 94 Wuchsbezirke mittels linearer Regressionsanalyse Trendgeraden über den Zeitraum 1961-2020 berechnet und anhand der jeweiligen Regressionsmodelle mittlere sommerliche Klimatische Wasserbilanzen für die Dekade 2021-2030 ermittelt. Diese sich aus dem jeweiligen individuellen Trend der Wuchsbezirke ergebenden statistischen Prognosewerte dürften die unmittelbar bevorstehenden klimatischen Wasserhaushaltsbedingungen aufgrund der aktuellen Dynamik deutlich realistischer widerspiegeln als Mittelwerte vergangener Klimanormalperioden. Eine entsprechende Darstellung der Dezile der Wuchsbezirke zeigt die Karte in Abb.5. Im Ergebnis zeigt sich gegenüber der Klimanormalperiode 1991-2020 eine weitere Abnahme der sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz, die nun-

mehr überwiegend zwischen -292 mm bis -350 mm (10- bis 90-Perzentil) liegt. Auffallend sind die sich aus der Regressionsanalyse bildenden, neuen regionalen Muster. Dabei zeichnen sich die trockensten Regionen südlich von Berlin im zentralen Bereich des Wuchsgebiets Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland ab (WG 07). Der Norden und Nordwesten sowie äußerste Süden und Südosten bleiben weiterhin etwas begünstigt und auch im Hohen Fläming (WG 16) sind die Werte gegenüber den angrenzenden Wuchsgebieten etwas erhöht.

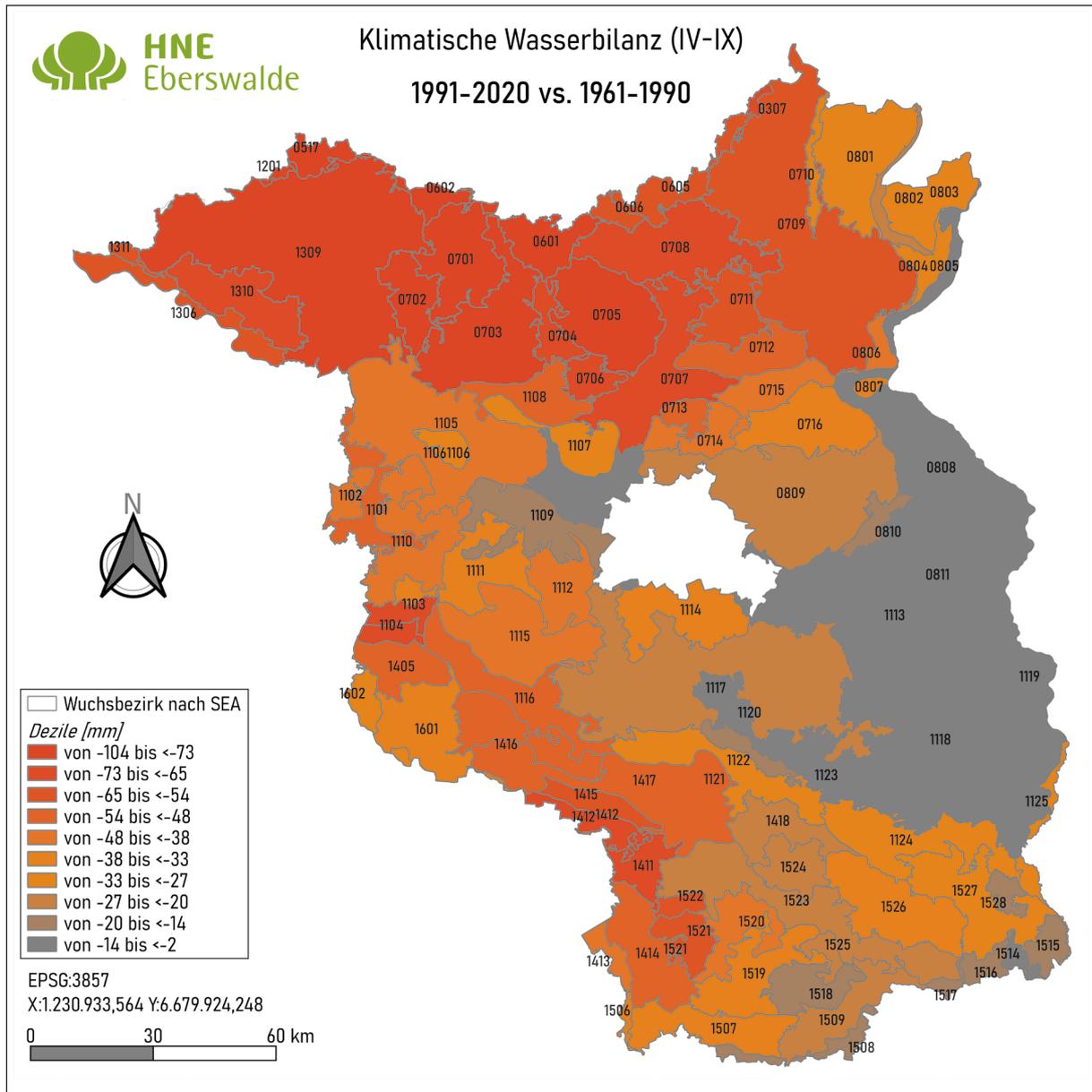


Abb.2: Differenzen der wuchsbezirksbezogenen sommerlichen Klimatischen Wasserbilanzen (April – September) in den Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020 mit Wuchsbezirksnummer

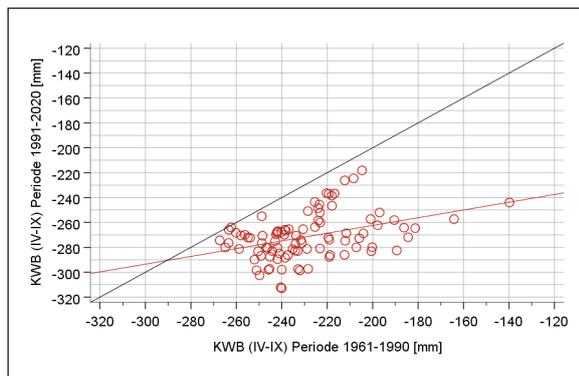


Abb.3: Streudiagramm der wuchsbezirksbezogenen sommerlichen Klimatischen Wasserbilanzen in den Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020 mit Ausgleichsgerade (rot, $R^2=0,16$) und $Y=X$ -Linie (schwarz)

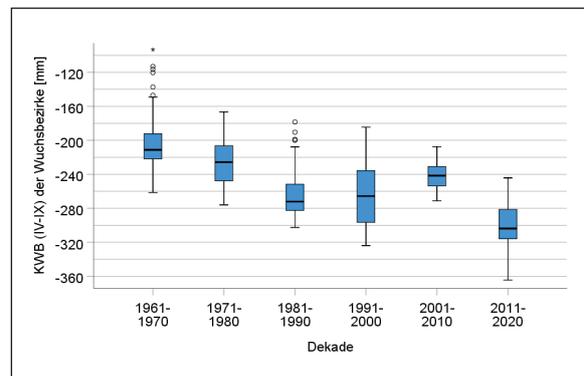


Abb.4: Boxplot der wuchsbezirksbezogenen Mediane der sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz für die Dekaden des Zeitraums 1961-2020

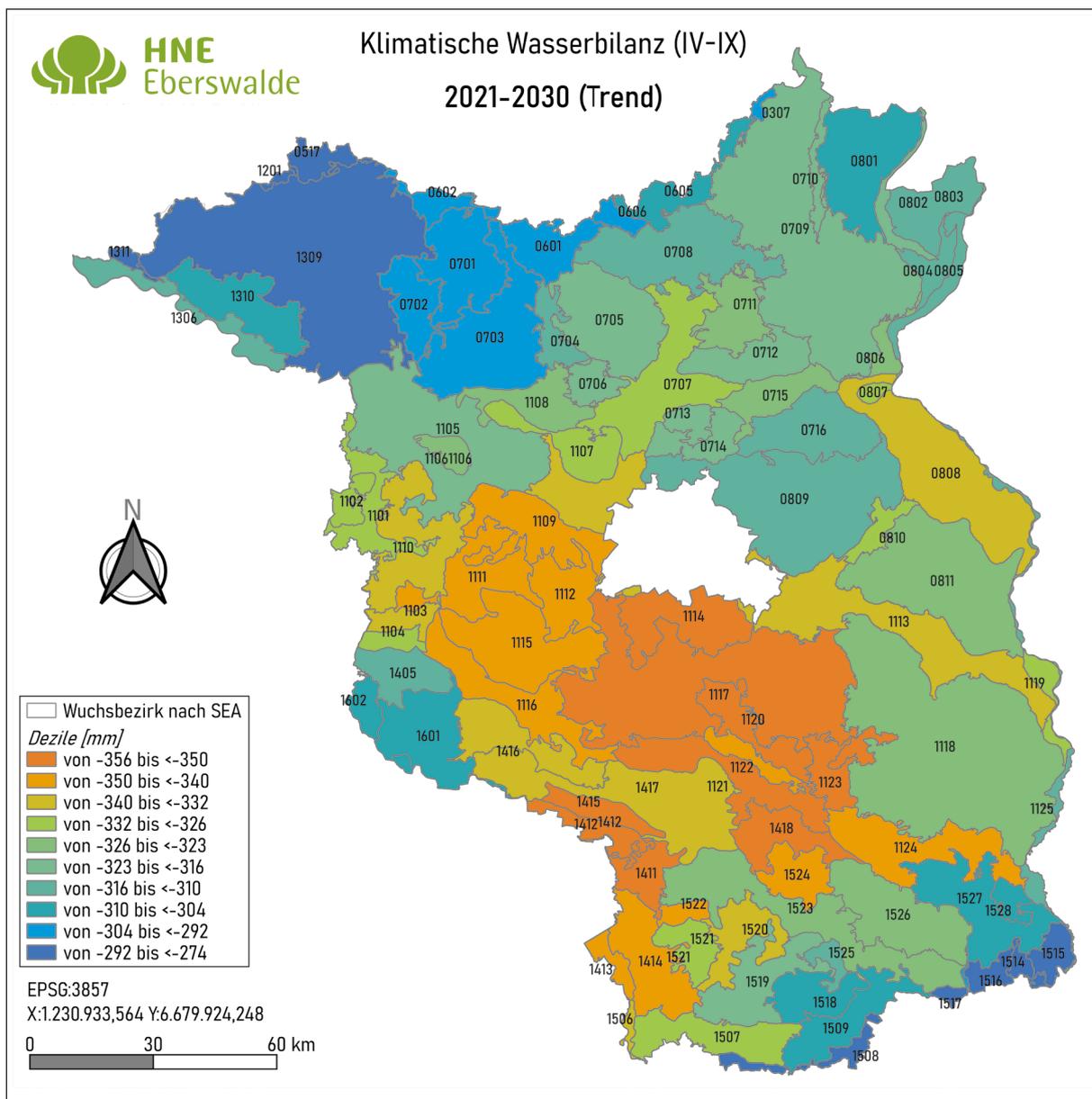


Abb.5: Dezile der wuchsbezirksbezogenen sommerlichen Klimatischen Wasserbilanz (April – September) in der Dekade 2021-2030, berechnet aus dem linearen Regressionstrend jedes Wuchsbezirks der Zeitreihe 1961-2020

3.2 Veränderungen des Wasserhaushalts auf Standortebene

Mit Hilfe des Modellansatzes TUB-BGR konnten für die Rasterpunkte des 100x100-m-Netzes reale Verdunstungsraten geschätzt werden (Abschnitt 2.2). Als Index für Wassermangel dient hier der Quotient aus realer und potenzieller Evapotranspiration (AET/PET). Für die brandenburgische berechnete AET/PET-Quotienten sind bei RIEK & RUSS (2019) dargestellt und unter Nutzung der Ergebnisse von Level-II-Flächen sowie Einbeziehung standortkundlicher Straten integrierend ausgewertet worden. Zudem sind sich dort die Ergebnisse von TUB-BGR-Wasserhaushaltssimulationen, die mit szenarischen Klimadaten des SRES-Szenarios A1B mit dem Klimaregionalmodell WettReg generiert wurden.

Den folgenden Ausführungen liegen AET/PET-Quotienten zugrunde, die für die 100x100-m-Rasterpunkte unter Verwendung der Klimazeitreihe 1961-2020 berechnet wurden. Um insbesondere Aussagen zur Dynamik des Wasserhaushalts grundwasserferner Buchenstandorte treffen zu können, werden hier exemplarisch nur fK2 und mK2-Standorte betrachtet, d. h. terrestrische nährstoffkräftige Standorte im Bereich der konventionellen standortkundlichen Klimastufen f (frisch) und m (=mäßig trocken). Gemäß MLUV (2006) entsprechen die Bestandeszieltypen dieser Standorte Schlusswaldstadien von natürlichen Buchenwaldgesellschaften. Charakteristische Waldbiotoptypen sind Knäuelgras-Hainbuchen-Buchenwald, Flattergras-Buchenwald und Perlgras-Buchenwald. Die Ausprägung von Wassermangel hängt bei den ausgewählten Standorten aufgrund von fehlendem kapillarem Aufstieg aus

dem Grundwasser ausschließlich von der Wasserspeicherfähigkeit der Böden und den (sommerlichen) Witterungsbedingungen ab; Klimaänderungen pausen sich auf die modellierten AET/PET-Werte somit stärker durch, als im Falle Böden. Für die Modellierung des jeweiligen standortsabhängigen effektiven Wurzelraumes bei der Berechnung der Bodenwasserspeicherkapazität (Abschnitt 2.2) wurde ein 100-jähriger Buchenbestand angenommen.

Abb.6 zeigt die Histogramme von AET/PET im Vergleich der beiden Klimanormalperioden 1961-1990 (P1) und 1991-2020 (P2). Im jeweiligen Histogramm enthalten sind alle räumlich-zeitlichen Merkmalsausprägungen der beiden Perioden (je 30 Jahre) über alle fK2- und mK2-Standorte der (n = 1.256.640). Die sverteilung der AET/PET-Quotienten zeigt in Periode P1 eine Tendenz zur Linksschiefe, in P2 hingegen zur Rechtsschiefe (Abb.6). Dieses ergibt sich aus der Verschiebung der Werteausprägungen im zentralen hin zu kleineren Werten. Der Median von AET/PET reduziert sich zwischen P1 und P2 um 0,08 von 0,83 auf 0,75, was einer Abnahme der mittleren Differenzen AET - PET um 51 mm von -118 mm auf -169 mm (Median) entspricht. Die niedrigsten AET/PET-Ausprägungen liegen sowohl in P1 als auch in P2 bei Werten <0,58 (5-Perzentil); die der Differenzen zwischen AET und PET bei -326 mm (P1) bzw. -329 mm (P2). Da es sich bei der hier verwendeten potenziellen Evapotranspiration um die Grasreferenzverdunstung

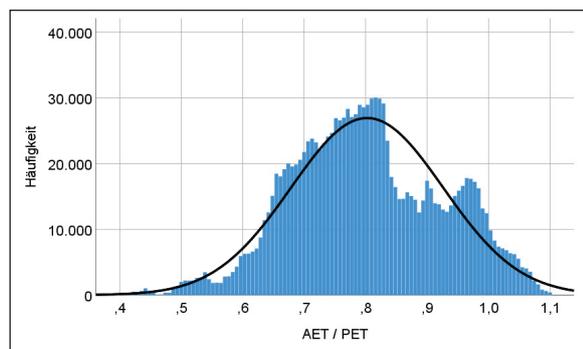
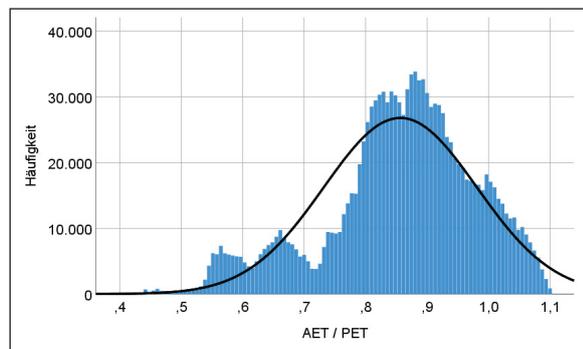


Abb.6: Histogramme der Quotienten aus tatsächlicher und potenzieller Evapotranspiration (AET/PET) mit Normalverteilungskurve, berechnet mit den TUB-BGR-Ansatz für fK2 und mK2-Standorte im Vergleich der Klimanormalperioden 1961-1990 (oben) und 1991-2020 (unten)

nach ALLEN et al. (1998) handelt, können aufgrund der gegenüber Einheitsrasen größeren Verdunstungen von Waldbeständen auch AET/PET-Quotienten >0 auftreten. Diese machen in P1 3,8 % und in P2 1,5 % der Stichprobe aus.

Auf der Grundlage der betrachteten grundwasserfernen K-Standorte lässt sich der Trend der Abnahme der jährlichen AET/PET-Quotienten regressionsanalytisch darstellen. Hierzu wurden zunächst die Mediane aller fK2- und mK2-Standorte für jedes Jahr berechnet und mit diesen aggregierten Daten eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Die sich dabei ergebende Regressionsfunktion lautet:

$$AET/PET = 4,907561 - 0,002069 * \text{Jahr} \quad (R=0,36; P<0,001)$$

Auf der Basis dieser Ausgleichsgeraden über dem Zeitraum 1961-2020 lässt sich sehr grob abschätzen, ob und wann zu erwarten ist, dass Ausprägungen von AET/PET in den vergangenen Extremjahren zu durchschnittlichen Verhältnissen in der Zukunft werden. Nach Tab. 2 zeigt sich anhand dieser Extrapolation der Regressionsfunktion, dass das Extremjahr 2018 von so außergewöhnlicher Trockenheit war, dass selbst bei hypothetisch unterstellter, weiterhin linear verlaufender Abnahme der AET/PET-Quotienten, diese erst nach etwa 100 Jahren zu durchschnittlichen Bedingungen würden. In Tab.2 sind für die 10 trockensten Jahre der vergangenen beiden Normalperioden (gemessen anhand von AET/PET) diejenigen Jahre angegeben, ab derer gemäß der genannten Regressionsfunktion der jeweilige AET/PET-Quotient erreicht würde, d. h. ab dann dem Durchschnitts- bzw. Erwartungswert entspräche. Extremjahre, wie 1976, 1992, 2016, 2020 und 2006 könnten demzufolge bereits um die Jahrhundertmitte zu einem Durchschnittsjahr werden. Hierbei ist zu bedenken, dass die Extrapolation des statistischen Trendverlaufs viele Faktoren unberücksichtigt lässt. Insbesondere nicht berücksichtigt sind die für die Zukunft erhofften Auswirkungen von Maßnahmen des Klimaschutzes, wie diverser Strategien und Verordnungen zur Reduktion des Ausstoßes klimarelevanter Treibhausgase. Andererseits weisen auch die mit Hilfe

Tab.2: Liste der 10 bezüglich AET/PET extremsten Trockenjahre im Zeitraum 1961-2020 sowie prognostiziertes Jahr, ab dem der jeweilige AET/PET-Wert dem statistischen Erwartungswert entspricht

Jahr (Extrem)	AET/PET	Jahr (Durchschnitt)
2018	0,514	2123
1989	0,536	2113
1982	0,582	2091
2003	0,610	2077
1988	0,612	2076
1976	0,637	2064
1992	0,647	2059
2016	0,653	2056
2020	0,654	2056
2006	0,663	2052

von komplexen Klimamodellen berechneten Szenarien vor allem mit Blick auf die Niederschlagsentwicklung in der Region Brandenburg unterschiedliche Verläufe auf, sodass Prognosen hinsichtlich AET/PET mit Unsicherheiten behaftet sind (ZICHE et al. 2021). So betrachtet haben die hier über zwei Klimanormalperioden abgeleiteten statistischen Trends neben den gängigen Modellstudien durchaus ihre Berechtigung bei der Einschätzung zukünftig möglicher Veränderungen des standörtlichen Wasserhaushalts und damit verbundendem Trockenstress.

Um die Bedeutung der Klimaveränderung für den Wasserhaushalt grundwasserferner Buchenstandorte noch anschaulicher zu machen, wurden die mittleren jährlichen AET/PET-Quotienten und AET-PET-Differenzen der im nördlichen Brandenburg gelegenen, konventionell als frisch oder mäßig trocken eingestuftem potenziellen Buchenverbreitungsgebiete der Makroklimaformen α , β , δ und μ mit den als sehr trocken eingestuften Gebieten der Makroklimaform γ in Zentralbrandenburg verglichen. Die hierzu berücksichtigten exemplari-

schen Wuchsräume (Tab.3) umfassen im Wesentlichen die Wuchsgebiete des (Mittel-)Mecklenburger Jungmoränenlandes und Ostmecklenburg-Nordbrandenburger Jungmoränenlandes (WG 06, WG 07) einschließlich des dem Altmoränengebiet zuzurechnenden Wuchsbezirks Pritzwalker Platte (1309; WG 13) einerseits sowie das als trocken eingestufte Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland (WG 11) andererseits. Nicht aufgeführt sind in Tab.3 Wuchsbezirke mit sehr geringem Anteil grundwasserferner K-Standorte; dies sind einige Sander- und Talsandbereiche der Urstromtäler sowie Feuchtgebiete. Die in Tab.3 ausgewertete Stichprobe umfasst alle K2-Standorte des 100x100-m-Punkterasters in den aufgeführten exemplarischen Wuchsbezirken. Es handelt sich dabei meist um Bodenvergesellschaftungen von Bändersand-Braunerden, Lehm-Fahlerden und Parabraunerden aus Geschiebesanden und -lehmen der Grund- und Endmoränen. Je nach Mächtigkeit der bindigen Schichten variieren die Bodenwasserwassermengen dieser Standorte und liegen im Mittel bei 120 mm bis maximal 210 mm.

Tab.3: Vergleich der Wassermangelkennwerte AET/PET bzw. AET-PET in den Klimanormalperioden P1 (1961-1990) und P2 (1991-2020) für grundwasserferne K-Standorte ausgewählter Wuchsbezirke im konventionell frischen bis mäßig trockenen nördlichen sowie im trockenen zentralen Brandenburg (Berechnung mittels TUB-BGR-Ansatz)

Code	Wuchsbezirksbezeichnung	AET / PET		AET - PET	
		1961-1990	1991-2020	1961-1990	1991-2020
307	Helpt-Brohmer Höhenmoräne	0,86	0,77	-95	-155
601	Rheinsberg-Mirower Seenmoräne	0,83	0,74	-112	-181
602	Malchower Grund-(Wellen-)moräne	0,87	0,76	-83	-166
605	Feldberger Huegelmoräne	0,83	0,74	-112	-181
701	Gadower Sander	0,86	0,74	-95	-182
703	Neuruppiner Platte	0,84	0,74	-107	-183
705	Granseer Platte	0,84	0,75	-111	-180
708	Templiner sandreiche Jungmoräne	0,83	0,75	-111	-175
709	Angermuende-Strasburger Grund-(Wellen-) moräne	0,83	0,75	-119	-170
711	Kienschorfheide	0,84	0,76	-109	-169
712	Eichhorster Platte	0,82	0,76	-122	-168
715	Eberswalder Talabschnitt	0,74	0,68	-194	-230
716	Tramper Platte	0,81	0,78	-131	-158
1309	Pritzwalker Platte	0,87	0,77	-81	-158
Mittelwert (ungewichtet)		0,83	0,75	-113	-175
1102	Schollener Platte	0,82	0,74	-125	-174
1105	Havelländisches Luch	0,80	0,75	-135	-175
1106	Friesacker Platte	0,80	0,75	-141	-176
1107	Bellin-Glin-Platte	0,79	0,76	-141	-170
1109	Nauener Platte	0,79	0,76	-145	-169
1110	Premnitzer Talsand und Platten	0,81	0,75	-129	-172
1111	Brandenburger Niederung und Platten	0,83	0,76	-124	-166
1112	Potsdamer Seen und Hügel	0,81	0,76	-133	-173
1113	Berlin-Fürstenwalder Talsand	0,79	0,75	-151	-176
1114	Teltower Platte	0,78	0,74	-163	-187
1115	Zauche Platte	0,81	0,75	-134	-175
1117	Koenigs Wusterhausener Talsand und Platten	0,79	0,76	-156	-177
1118	Beeskower Platte	0,81	0,79	-139	-150
1120	Teupitzer Platten und Hügel	0,78	0,76	-158	-169
Mittelwert (ungewichtet)		0,80	0,76	-141	-172

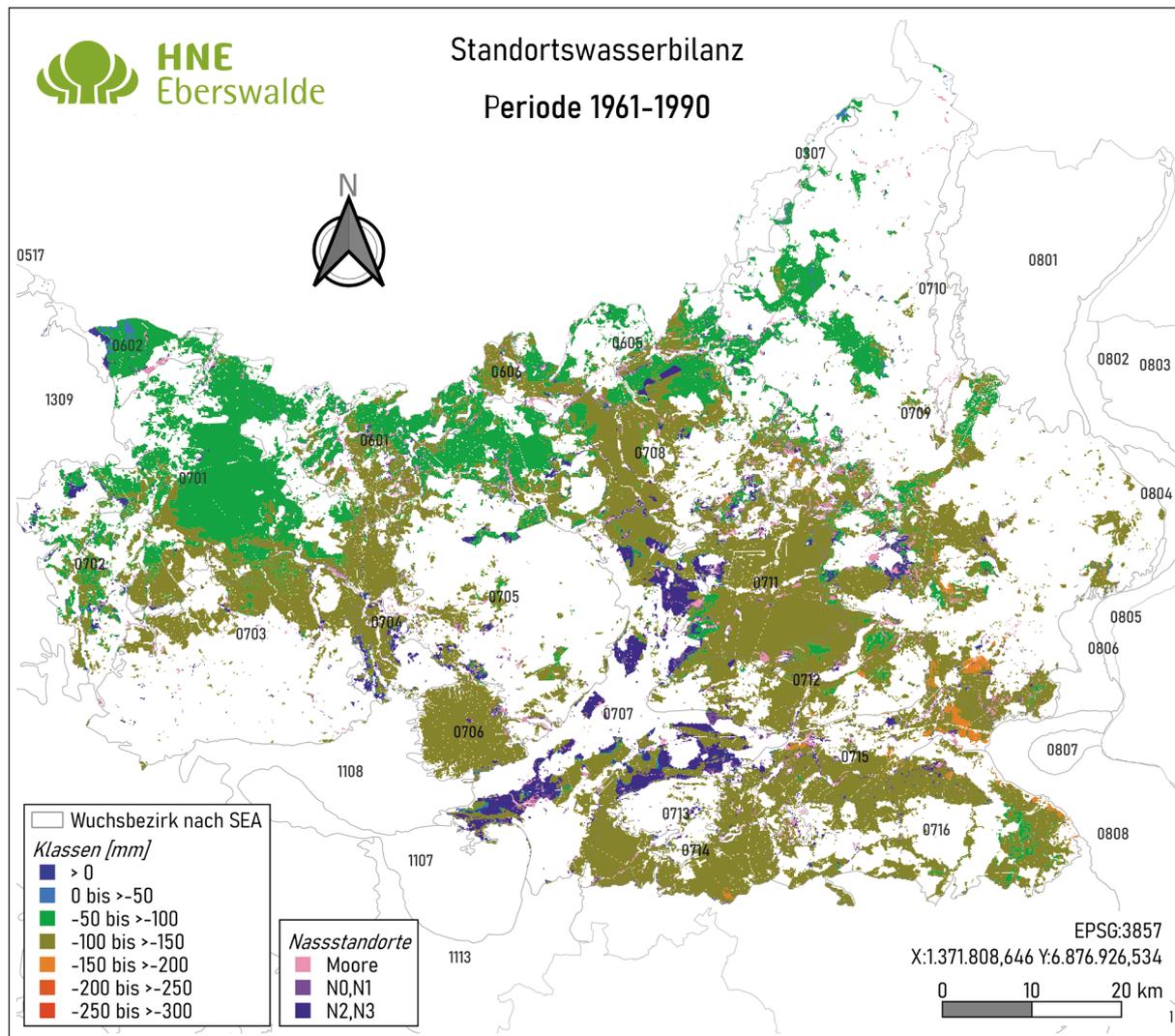


Abb.7: Standortswasserbilanz als Median der Klimanormalperiode 1961-1990 von terrestrischen Standorten der Wuchsgebiete WG 06 und WG 07 sowie organische und anorganische Nassstandorte

Die vergleichende Darstellung von AET/PET bzw. AET-PET in Tab.3 bestätigt den Trend, wonach sich die Gebiete im traditionell feuchteren Norden hinsichtlich der Intensität von Wassermangel den Trockengebieten annähern. Die Daten zeigen, dass Wassermangel im nördlichen Brandenburg in der Periode P2 mit durchschnittlich -175 mm W (AET/PET=0,75) sogar noch stärker ausgeprägt ist als im klassischen zentralen Trockengebiet während der Periode P1 (W -141 mm, AET/PET=0,80). Für die ausgewählten Punkte im nördlichen Brandenburg ist eine Steigerung des W um einen Betrag von durchschnittlich 62 mm, für den zentralen Bereich um 31 mm zu verzeichnen.

Zum Vergleich sei hier auf szenarische Berechnungen der AET-PET-Differenzen mit dem Klimamodell WettReg für das SRES-Klimaszenario A1B hingewiesen (RIEK et al. 2020). Für die Dekade 2091-2100 liegen die Werte demnach bei -212 mm (Gebiet der heutigen Klimastufe f) bzw. -225 mm (Klimastufe t). Bei diesen Berechnungen wurden brandenburgweit alle

100x100-m-Rasterpunkte, d. h. auch grundwasserbe-

Zur Kennzeichnung von potentiellm Wassermangel kann – insbesondere für den Einsatz in der Forstlichen Standortkartierung – die sogenannte Standortswasserbilanz (SWB = Summe von Klimatischer Wasserbilanz und Bodenwassermenge) herangezogen werden. Dieser Indexkennwert bezieht neben den Klimakenngrößen Niederschlag und Grasreferenzverdunstung auch die Bodenverhältnisse rechnerisch mit ein und ist daher der Klimatischen Wasserbilanz hinsichtlich seiner Aussagekraft bei der Einschätzung des standörtlichen Wassermangels überlegen. Aufgrund derselben Eingangsgrößen zur Herleitung der Kennwerte ist die SWB sehr eng mit der anhand des TUB-BGR-Ansatzes berechneten AET-PET-Differenzen korreliert und damit für vergleichbare Aussagen zum Trockenstressrisiko geeignet. Dies gilt insbesondere, wenn wie im vorliegenden Beitrag nicht nur standardmäßig die nutzbare Feldkapazität bis 1 m Tiefe, sondern das

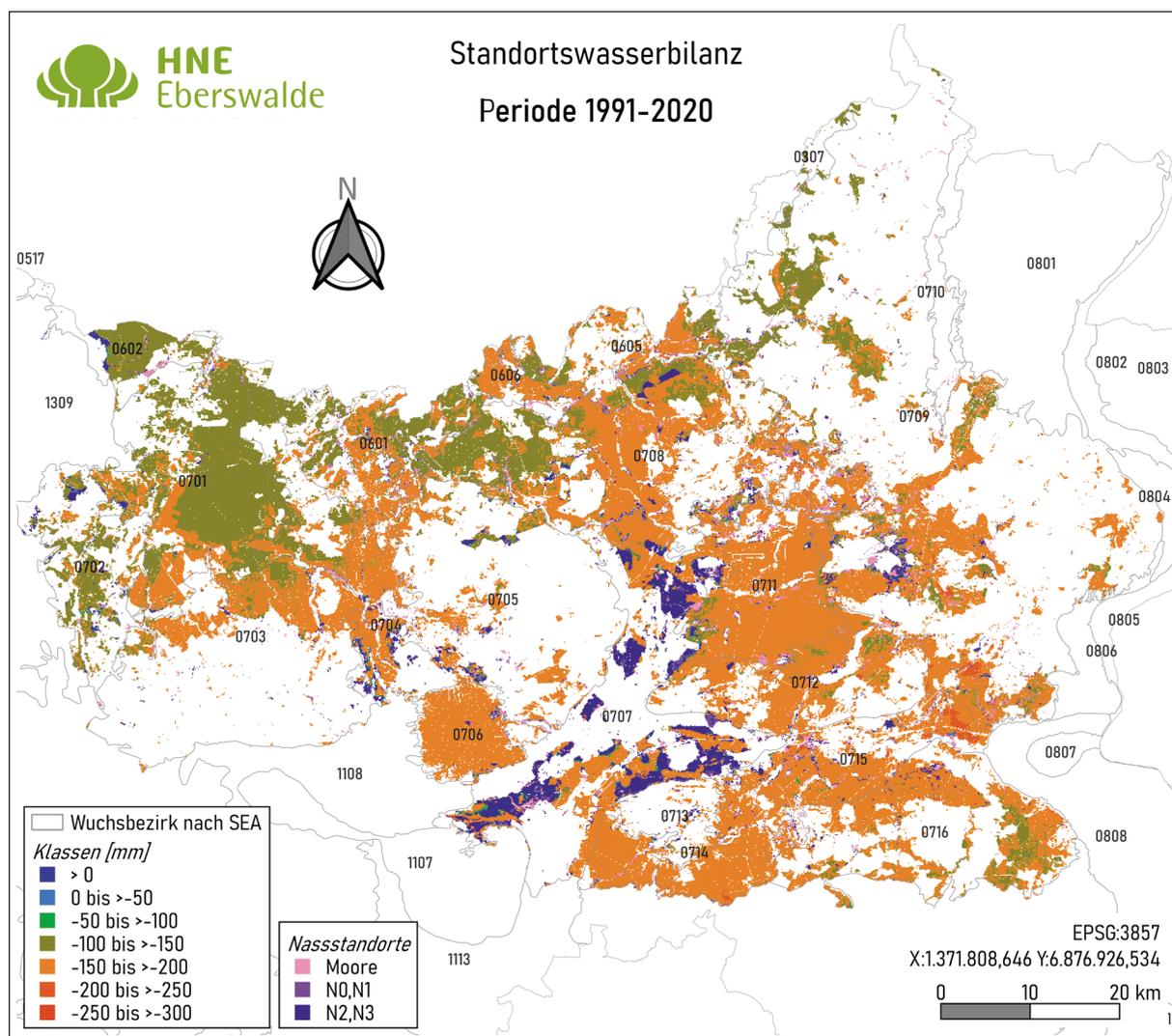


Abb.8: Standortswasserbilanz als Median der Klimanormalperiode 1991-2020 von terrestrischen Standorten der Wuchsgebiete WG 06 und WG 07 sowie organische und anorganische Nassstandorte

re Bodenwasser im effektiven Wurzelraum (Abschnitt 2.2) für die Berechnung von SWB verwendet wird.

Die Ausprägung der SWB im Vergleich der beiden Klimanormalperioden P1 und P2 sowie die Prognose für die Dekade 2021-2030 (Abschnitt 3.1) zeigen die Karten in den Abb.7, 8 und 9 exemplarisch für die Region der Wuchsgebiete WG 06 und WG 07. Die unterschiedenen Klassen wurden hierbei in Anlehnung an Hamkens et al. (2020) festgelegt, wobei alle Nassstandorte gesondert ausgewiesen sind. Die Karten veranschaulichen die Zunahme der Trockenheit im Betrachtungszeitraum der beiden Normalperioden. In Perioden P1 lag die Mehrheit der Standorte (61 %) noch im Bereich von -100 mm bis -150 mm, in P2 waren dies nur 26 % und für die Prognosewerte der Dekade 2021-2030 (Abb.9) lediglich noch 1 % der Standorte. Hingegen nimmt der Anteil der Klasse -200 mm bis -250 mm von 0 % bzw. 0,5 % (P1, P2) auf 55 % in der Dekade 2021-2030 zu. Mit einer entsprechenden drastischen Zunahme der Voraussetzungen für Trockenstress wäre nach diesen Ergebnissen in den nächsten Jahren zu rechnen.

3.3 Wasserhaushaltssimulation mit LWF-Brook90

Simulationen des Wasserhaushaltes erfolgten für exemplarische Buchenbestände mit dem deterministischen Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 auf Tagesbasis für die Jahre 1961-2019 (ZICHE & RIEK 2020). Bei den ausgewählten Flächen handelt es sich um 7 Inventurpunkte der Bodenzustandserhebung. Standortkundliche und forstliche Kenndaten der Punkte sind in Tab.4 dargestellt. Alle Standorte sind grundwasserfern und überwiegend durch bindiges Ausgangssubstrat geprägt, auf dem sich Fahlerden sowie Übergänge von Fahlerde zu Braunerde und Pseudogley entwickelt haben. Die nutzbaren Feldkapazitäten der Böden liegen bis 1 m Bodentiefe bei 98 mm – 189 mm und bis 2 m Tiefe bei 216 mm – 342 mm. Die entsprechenden Feinbodenformen nach der Nomenklatur der SEA gehen aus Tab.4 hervor.

Entsprechend der während der vergangenen 60 Jahre tendenziell angestiegenen Temperaturen im Untersuchungsraum nimmt auch die potenzielle

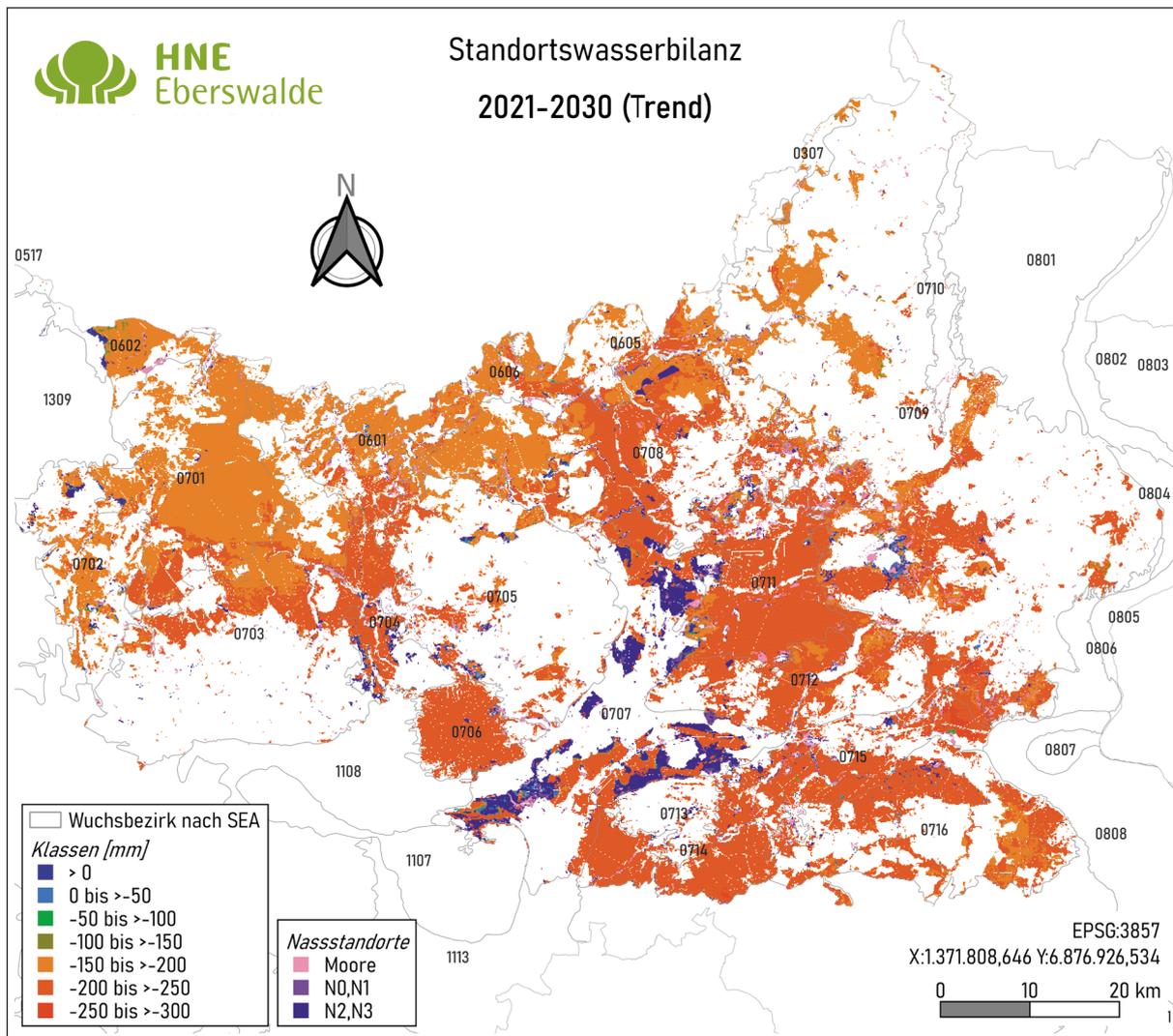


Abb.9: Standortswasserbilanz der Dekade 2021-2030 (Trend aus Regressionsmodell) von terrestrischen Standorten der Wuchsgebiete WG 06 und WG 07 sowie organische und anorganische Nassstandorte

Tab.4: Standortskundliche und forstliche Kennwerte ausgewählter BZE-Flächen mit Buchenbestockung

BZE-Punkt	Wuchsbezirk (Code nach SEA)	Feinbodenform (SEA)	Hangneigung [%]	Hangexposition	Standortgruppe	Humusform	Vegetation	Grundfläche (g) [m ²]	g-Anteil Buche	LAI	Bestandesalter (2020)
120003	Berlin-Fürstenwalder Talsand (1113)	Tuchener Staubsand-Braunerde	1		Z1	Mull	Hainsimsen-Buchenwald	23,6	1	7,1	64
120018	Strausberger Platte (0809)	Leistener Sand-Braunerde	13	SW	M2	mullart. Moder		35,8	1	7,8	89
120049	Angermünder-Strasburger Grund-(Wellen-)moräne (0709)	Pamitzer Bänderstaubsand-Braunerde	12	SO	K2	mullart. Moder	Waldmeister-Buchenwald	21,1	1	7,1	169
120056	Rheinsberg-Mirower Seenmoräne (0601)	Pamitzer Bänderstaubsand-Braunerde	0		K2	mullart. Moder	Hainsimsen-Buchenwald	27,8	1	6,5	114
120084	Strausberger Platte (0809)	Zerwelinseer Tieflehm-Fahlerde	2	O	K2	mullart. Moder	Hainsimsen-Buchenwald	21,4	0,7	5,4	84
120087	Buckower Stobber-Durchbruch (0809)	Hamekoper Bändersand-Braunerde	19	NW	K2	Mull	Forst: Laubholz	13,3	0,6	3,1	79
120187	Rheinsberg-Mirower Seenmoräne (0601)	Leistener Sand-Braunerde	1		M2	mullart. Moder	Forst: Laubholz	24	1	4,8	134

Evapotranspiration deutlich zu. Die in Abb.10 für die Untersuchungspunkte über der Zeit dargestellte Grasreferenzverdunstung zeigt einen mehr oder weniger kontinuierlichen Anstieg, der ab Mitte der 1980er Jah-

re etwas forciert erfolgt. Die ersichtlichen Unterschiede der potenziellen Verdunstung zwischen den einzelnen Flächen ergeben sich aus deren regionaler Lage, sowie aus der Lage im Relief. So weist der in der Märki-

schen Schweiz an einem NW-Hang mit einer Neigung von 19 % gelegene Punkt 120087 (Tab.4) eine deutlich niedrigere Grasreferenzverdunstung auf als die übrigen Punkte. Die an SO- bzw. SW-Hängen gelegenen Punkte 120049 und 120018 indes weisen bei einer Hangneigung von 12 % und 13 % erhöhte Werte der potenziellen Evapotranspiration auf.

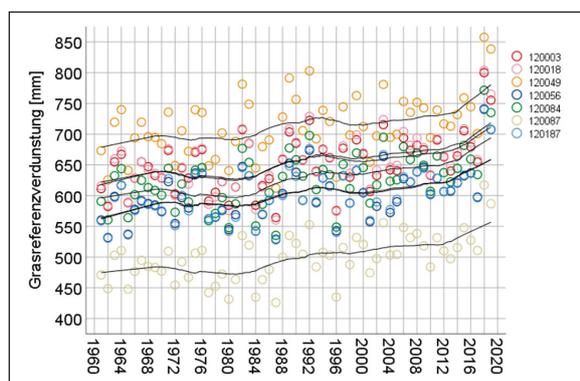


Abb.10: Zeitreihe der Grasreferenzverdunstung im Zeitraum 1961-2019 auf BZE-Flächen mit Buchenbestockung mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung; JACOBY 2000)

Mit Hilfe der Modellsimulationen wurden die Wasserhaushaltskomponenten reale Evapotranspiration und Versickerung (Abb.11) sowie ausgewählte Wasserstressindizes (Abb.12-13) für die Zeitreihe 1961-2019 berechnet und als Jahressummen bzw. -mittelwerte dargestellt. Die Diagramme veranschaulichen die Abhängigkeit der betrachteten Wasserhaushaltskennwerte vom Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (Grasreferenzverdunstung), der sich im Zuge des Klimawandels erhöht. Die Kennwerte des ökosystemaren Wasserhaushalts zeigen einen grundsätzlichen Bezug zur potenziellen Verdunstung als integrierender Klimakenngröße. Deren Wirkung wird durch die jeweiligen bodenphysikalischen Verhältnisse, die Vegetationsstruktur und das Relief Die reale Verdunstung (Abb.11) steigt dabei zunächst mit der Grasreferenzverdunstung weitgehend linear an. Nimmt letztere durchschnittliche Jahreswerte über ca. 650 mm an, kommt es in zunehmendem Maße zu Wassermangelphasen und die reale Verdunstung erhöht sich nicht mehr weiter. Unter diesen Bedingungen nehmen die Sickerraten im statistischen Mittel ab und liegen schließlich überwiegend unter 50 mm pro Jahr. Höhere Sickerraten werden dabei erwartungsgemäß für die Standorte mit sandigem Ausgangsmaterial wie am BZE-Punkt 120187 ermittelt. Am BZE-Punkt 120087 ist die reale Evapotranspiration am niedrigsten und die Sickerung am höchsten. Dies ist zum einen auf die NW-Hanglage zurückzuführen (s.o.) und zum anderen auf den niedrigen LAI des Bestandes, der durch eine besonders geringe Bestandesdichte bedingt ist. Die höchste Evapotranspiration sich an den Standorten 120003 und 120049. Dieses ist das Resultat einer Kombination von hoher Verdunstung durch Standorts- (SO-Hanglage bei 120049) oder Bestandeseigenschaften (hoher LAI bei 12003) bei ausreichender Wasserversorgung.

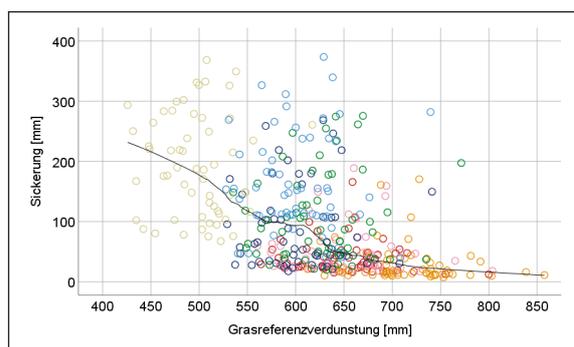
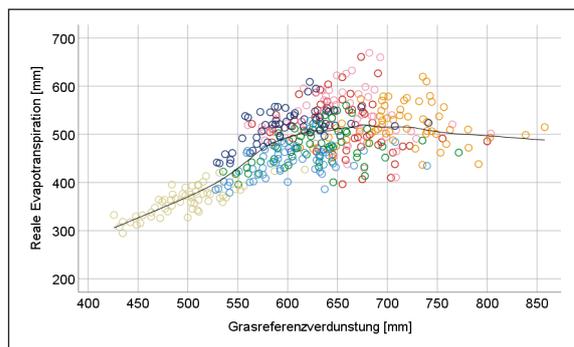
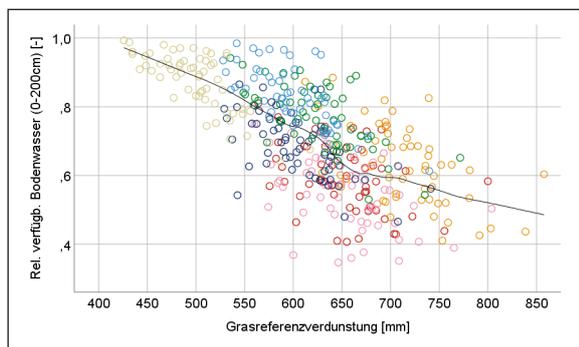
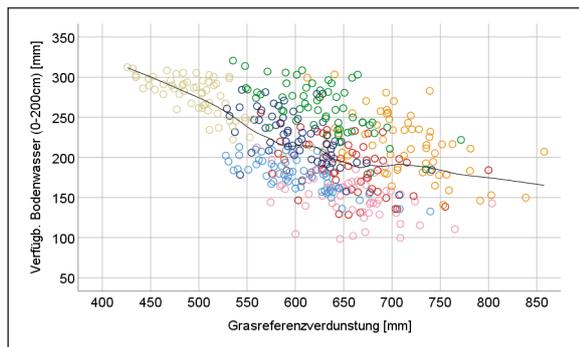


Abb.11: Wasserhaushaltskennwerte (reale Evapotranspiration, Sickerung) von BZE-Flächen mit Buchenbestockung in Abhängigkeit von der Grasreferenzverdunstung mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung; JACOBY 2000); zugrundeliegender Zeitraum 1961-2019

Die Kennwerte für Wassermangel und Trockenstress zeigen ebenfalls eine grundsätzliche Abhängigkeit vom klimatischen Verdunstungsanspruch. So nimmt der Jahresdurchschnittswert der verfügbaren Bodenwassermenge über die Spanne der Grasreferenzverdunstung kontinuierlich ab (Abb.12). Dieses trifft auch auf die mittlere jährliche relative Bodenwassermenge zu (REW-Wert nach BRÉDA & GRANIER, 1996). Die Größe des verfügbaren Speichers wird dabei durch die beiden Punkte Feldkapazität und permanenter Welkepunkt der Retentionskurve bestimmt und in Abb.12 pauschal für die Bodentiefe bis 2 m berechnet. sich der 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 Bei hohen Wassergehalten oberhalb der Feldkapazität, welche in gut drainierten terrestrischen Böden aufgrund der hohen hydraulischen Leitfähigkeiten in diesem Bereich in der Regel nur kurzfristig auftreten, wird ein Überlauf des Speichers angenommen. Es zeigt sich, dass der jeweilige Bodenwasserspeicher der Flächen 120087 und 120084 absolut am wenigsten ausgeschöpft wird. Dieses ist darin begründet, dass am BZE-Punkt 120087 die geringsten Verdunstungsverluste auftreten bzw. am Punkt 120084 ein sehr hoher Bodenwasserspeicher zu verzeichnen ist (T



Bodenwassermenge (REW) [%] in 0-200 cm Tiefe in Abhängigkeit von der Grasreferenzverdunstung mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung); zugrundeliegender Zeitraum 1961-2019

Die Abb.13 zeigt die jährliche Anzahl an Trockenstress-Tagen in Abhängigkeit von der Grasreferenzverdunstung. Dabei werden Trockenstress-Tagen an der Ausprägung des von LWF-Brook90 generierten „Wassermangelquotienten“ aus realer und potenzieller Transpiration $AT/PT < 0,7$ festgemacht. Wenn dieser Quotient unter 1 fällt, bedeutet dies, dass die Nachlieferung an Wasser aus dem Boden nicht mehr ausreicht, um die Wasserverluste durch die Transpiration auszugleichen. Die sind gezwungen, die Transpiration durch Minderung der stomatären Leitfähigkeit einzuschränken. Dadurch wird auch die Assimilation durch die eingeschränkte Nachlieferung mit Kohlendioxid reduziert. Abb.13 zeigt den Zusammen-

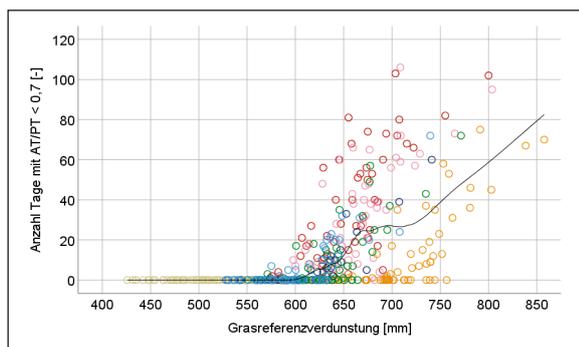


Abb.13: Anzahl der Tage mit $AT/PT < 0,7$ pro Jahr in Abhängigkeit von der Grasreferenzverdunstung mit geglätteter Ausgleichsfunktion (LOESS-Glättung; JACOBY 2000); zugrundeliegender Zeitraum 1961-2019

hang der Anzahl der Trockenstress-Tagen und der Grasreferenzverdunstung (potenzielle Evapotranspiration, PET). Ab einem PET-Wert von ca. 550 mm tritt an einzelnen Standorten Trockenstress auf. Dieser nimmt mit steigender PET weiter zu. Das Ausmaß von Trockenstress wird in den 7 Buchenbeständen durch die jeweiligen Standorts- und Bestandeseigenschaften

So tritt an den Standorten 120003, 120018 und 120049 aufgrund der SO- bzw. SW-Hanglage und / oder eines hohen LAI Trockenstress auf. Angesichts des prognostizierten Temperaturanstiegs und dem damit einhergehenden Anstieg der potenziellen Verdunstung ist zu befürchten, dass der Trockenstress zukünftig zunehmen wird.

3.4 Prognose zur Entwicklung der Rotbuche

Anhand von WettReg-Klimamodellierungen mit dem SRES-Szenario A1B der Dekade 2091-2100 wurden auf der Grundlage des 100x100-m-Punkterasters für die Gesamtwald Brandenburgs Baumartenempfehlungen erarbeitet (RIEK et al. 2020, RIEK & RUSS 2014, 2019). Den hierbei durchgeführten Wahrscheinlichkeitsrechnungen liegen die empirischen Kenntnisse über die Baumarteneignung in Abhängigkeit von Wasserverfügbarkeit, Wärmehaushalt und Nährstoffversorgung zugrunde. Im Vorfeld erfolgte hierzu durch die Standortserkundung und regionale Forstpraxis exemplarisch für unterschiedliche Standortseinheiten eine Beurteilung von 20 verschiedenen Baumarten bezüglich der Merkmale Leistungsstärke, Konkurrenzfähigkeit, Betriebssicherheit und (methodische Details vgl. RIEK et al. 2020, GRÜLL 2007, 2015). Die daraus resultierenden Einschätzungen wurden durch ein statistisches Modell verallgemeinert, in welchem anschließend die den Wasserhaushalt betreffenden durch die szenarischen Klimadaten der Dekade 2091-2100 wurden. Mit besonderem Blick auf die Rotbuche ergeben sich die in Tab.5 dargestellten Empfehlungen von Baumartenanteilen an der Bestandeszusammensetzung. Die dargelegten Spannen zwischen minimal und maximal empfohlenen Anteilen orientieren sich an den Medianen bzw. 95%-Perzentilen der mittels Diskriminanzanalyse berechneten Empfehlungswahrscheinlichkeiten und sind auf 5 %-Stufen gerundet. Die aufgelisteten Standortscluster sind in absteigender Reihenfolge der Rotbuchenanteile sortiert, wobei insgesamt nur diejenigen aller bei RIEK et al. (2020) ausgewiesenen Cluster angegeben sind, für die die maximal empfohlenen Rotbuchenanteile mindestens 5 % betragen. Als Standortscluster werden hierbei Zusammenfassungen von Standortsformen bezeichnet, die sich bezüglich der Baumartenanteile nicht

In Tab.5 sind neben der Rotbuche auch die empfohlenen Anteilsspannen für weitere standortsheimische Baumarten aufgeführt. Infolge des methodischen Ansatzes führen die statistisch hergeleiteten Orientierungswerte zu einer relativ gleichmäßigen Berücksichtigung der in Frage kommenden Baumarten, ohne dass die eine oder andere Art eindeutig zur

Tab.5: Statistisch hergeleitete Empfehlungen der Baumartenanteile für Standortscluster nach RIEK et al. (2020); auf 5 % gerundete minimale und maximale Anteile an der Bestandeszusammensetzung für standortsheimische Baumarten in absteigender Reihung der Empfehlung für RBU; W 100x100-m-Stützstellennetzes

Standortscluster	RBU-Anteil [%]	Weitere Baumarten [%-Anteil]	Waldfläche [ha]
R2, R2g	20-30	HBU (20-30), TEI/SEI (25-30), WLI (20-30), EDL (15-30)	4.742
K2 (Klimastufe f)	15-45	GBI (10-15), HBU (20-30), TEI/SEI (20-25), WLI (15-30), EDL (15-25)	4.514
NK3, K1, K2g, NR3, R1, R2g	15-35	HBU (20-35), TEI/SEI (30-40), WLI (20-30), EDL (15-35)	16.050
NR2	10-25	HBU (20-35), RER (10-20), SEI (25-30), WLI (15-25), EDL (15-20)	2.260
K2 (Klimastufe m, t)	10-25	GBI (10-20), HBU (20-35), TEI/SEI (25-35), WLI (20-35), EDL (15-25)	58.908
M2 (Klimastufe f, m)	5-40	GBI (20-30), GKI (25-45), HBU (10-35), TEI/SEI (25-45), WLI (10-20), EDL (5-20)	183.023
M2g	5-30	GBI (20-30), GKI (30-45), HBU (10-30), TEI/SEI (20-45), WLI (10-20), EDL (5-20)	33.558
NM3, M1	5-30	GBI (20-30), GKI (20-30), HBU (15-45), TEI/SEI (20-60), WLI (10-20), EDL (10-20)	30.334
NK2	5-30	GBI (10-15), HBU (15-35), RER (20-25), SEI (25-35), WLI (15-20), EDL (10-30)	6.192
Z2g	5-10	GBI (30-40), GKI (55-60), TEI/SEI (10-45)	57.920
NA3, A1, NZ3, Z1	0-10	GBI (30-45), GKI (50-75), HBU (5-15), TEI/SEI (10-40)	54.474
NM2	0-10	GBI (10-30), GKI (5-10), HBU (10-35), RER (35-45), SEI (10-40), WLI (10-20), EDL (15-20)	7.651
NA2, NZ2	0-10	GBI (35-60), GKI (40-65), HBU (15-55), SEI (10-45)	11.056
NK1	0-5	GBI (10), HBU (15-20), RER (25-45), SEI (20-35), WLI (15-20), EDL (20-30)	3.012

dominierenden Haupt-, Misch- oder Nebenbaumart erklärt wird. Dies erfüllt den Anspruch, durch die Entwicklung von arten- und variantenreichen Mischbestockungen die forstbetrieblichen Risiken im Klimawandel zu reduzieren und den bestehenden Wald „klimaplastischer“ zu gestalten. Die maximal empfohlenen Anteile der Rotbuche liegen nach Tab.5 für alle Standortscluster deutlich unter 50 % und auch andere Baumartenanteile sind nur selten höher. Mit Blick auf die Rotbuche wird davon ausgegangen, dass auch in aktuell naturnahen Reinbeständen durch Artenbeimischung eine höhere „Klimaplastizität“ zu erzielen ist. Dabei wird angenommen, dass sich die Anpassungsfähigkeit der Gesamtsysteme durch erhöht und für struktur- und artenreiche Mischbestände auf Systemebene von einem größeren Potenzial an Reaktionsmöglichkeiten auf Umweltveränderungen auszugehen ist.

Die bisherigen Auswertungen deuten darauf hin, dass der standörtlichen Nährstoffausstattung mit sich verschärfender Wasserhaushaltssituation eine wachsende Bedeutung für die Baumartenwahl zukommen wird. Dies ist damit begründet, dass Nährstoffe grundsätzlich nur mit der wässrigen Bodenlösung von den Pflanzen aufgenommen werden können. Demgemäß besteht in Tab.5 insbesondere zwischen den empfohlenen Anteilen der Rotbuche an der Bestandeszusammensetzung und der Nährkraftstufe ein klarer positiver Zusammenhang. Am Beispiel des Wuchsbezirks Tramper Platte (WB 0716) zeigen die

Karten in Abb.14 die empfohlenen minimalen und maximalen Anteile der Baumart Rotbuche für die Punkte des 100x100-m-Netzes, ermittelt anhand deren jeweiliger Standortsformenzuordnung. In diesem exemplarischen Wuchsraum machen K2-Standorte 34 %, M2-Standort 39 % und Z2-Standorte 15 % der Wuchsraum aus. Augenfällig ist der Dominanzverlust der Rotbuche selbst auf Standorten, wo sie nach der konventionellen Ausweisung von Bestandeszieltypen bislang eine führende Rolle spielte. Nach den vorliegenden Auswertungen fallen die Anteile der Rotbuche an der Baumartenzusammensetzung beispielsweise auf K2-Standorten ähnlich hoch oder niedriger aus, als die von Hainbuche, Eiche und Winterlinde. Insbesondere die beiden schattenverträglichen Baumarten Hainbuche und Winterlinde könnten auf zahlreichen Standorten die derzeitige Rolle der Rotbuche übernehmen, wenn sich die für Tab.5 zugrunde gelegten Klimabedingungen langfristig einstellen.

Die mit dem Klimaregionalmodell WettReg auf Grundlage des globalen Klimamodells ECHAM5/MPI-OMT63L31 für das SRES-Szenario A1B erzielten Szenarien führen im Vergleich zu Simulationen mit dem RCP-Szenario 8.5 zu geringeren Temperaturzunahmen, aber stärker reduzierten Niederschlägen in der Vegetationszeit. Nach den Modellstudien von Ziche et al. (2021) errechnen sich mit den RCP-Klimaszenarien bei Anwendung verschiedener Modelle sehr unterschiedliche Niederschlagsmengen für Brandenburg, die zum Teil auch höher als gegenwärtig

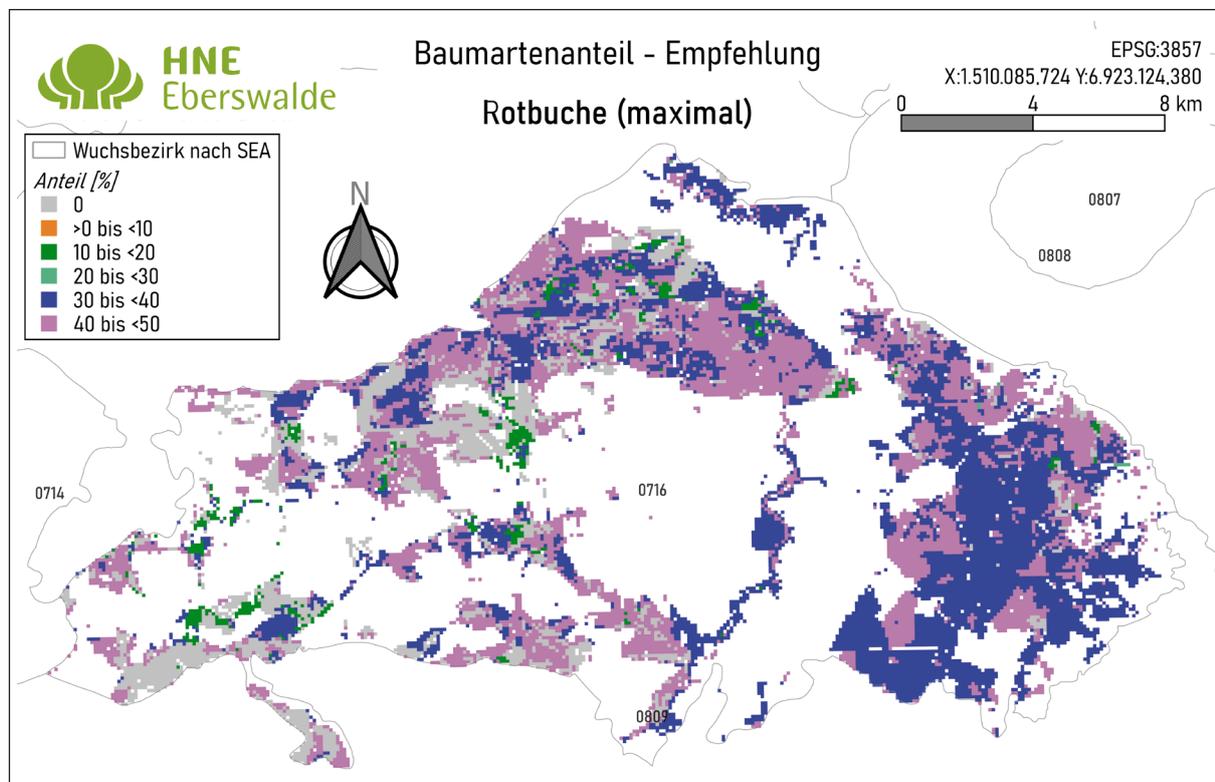
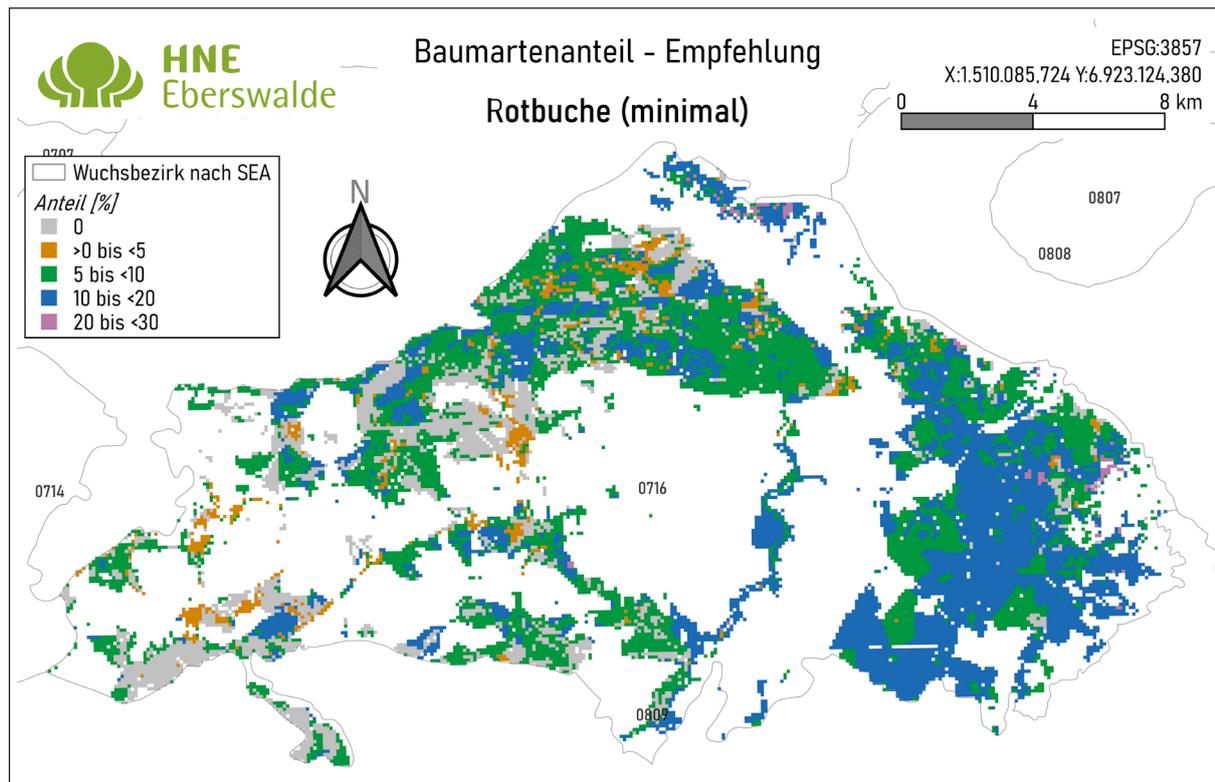


Abb.14: Empfohlene minimale und maximale Anteile der Rotbuche an der Bestandeszusammensetzung am Beispiel des Wuchsbezirks Trammer Platte (WB 0716) für die Klimabedingungen der Dekade 2091-2100 nach WettReg-Modellierung mit SRES-Szenario A1B (nach RIEK et al. 2020)

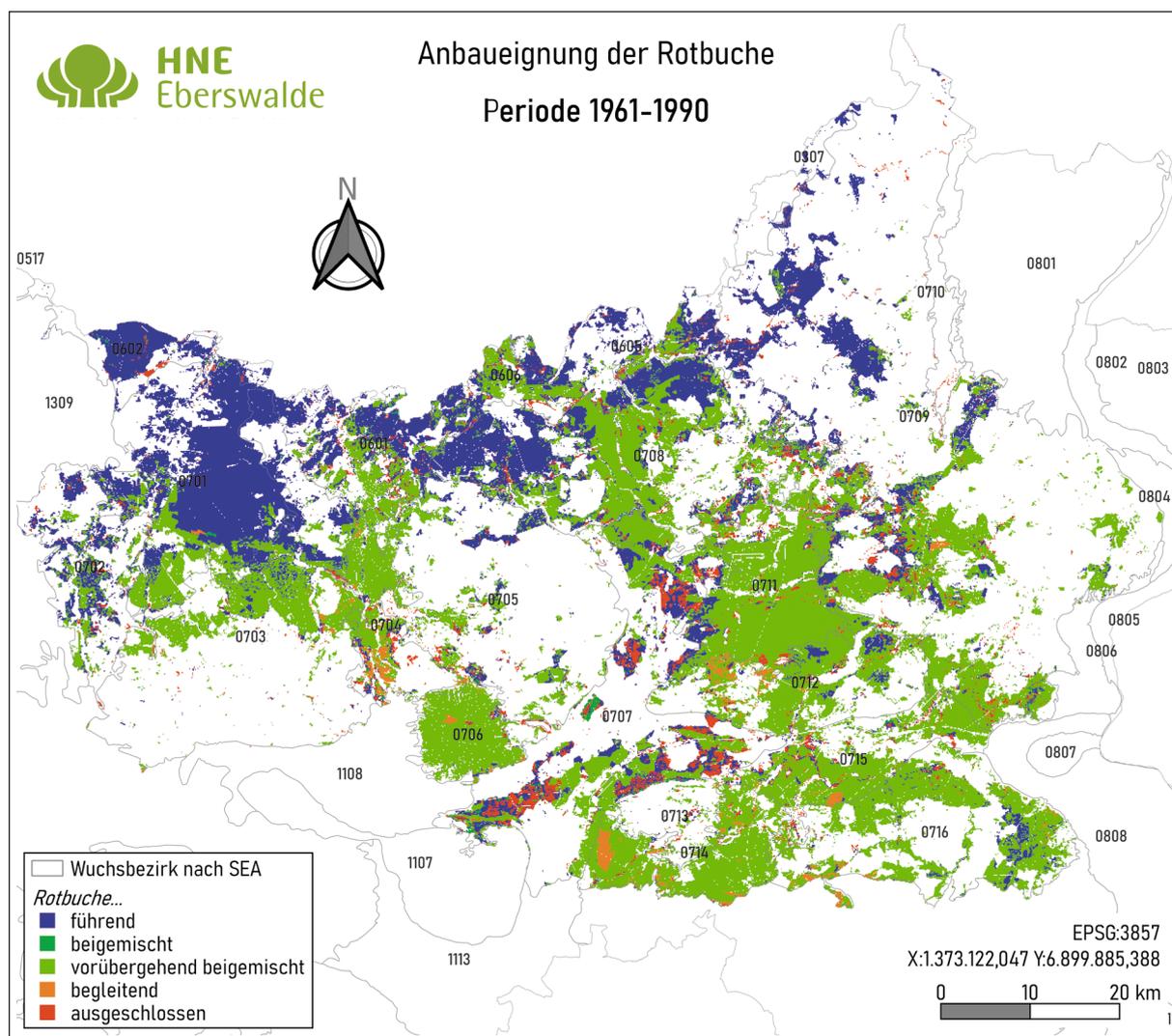


Abb.15: Anbaueignung der Rotbuche nach HAMKENS et al. (2020) auf der Grundlage von Stammnährkraftstufe und Standortswasserbilanz (Median der Klimanormalperiode 1961-1990) in den Wuchsgebieten WG 06 und WG 07

liegen und den zunehmenden Verdunstungsanspruch der Atmosphäre kompensieren könnten. Darin kommen Unsicherheiten bei der Niederschlagssimulation und Einschätzung der zukünftigen Wasserversorgung der Wälder zum Ausdruck, die auch nach ZICHE et al. (2021) die Empfehlung nahelegen, waldbauliche Planungen auf verschiedene artenreiche Waldtypen zu stützen, um mögliche Risiken zu minimieren.

Eindrucksvoll zeigen sich die waldbaulichen Konsequenzen des aktuellen Standortwandels anhand der von HAMKENS et al. (2020) für das Land Sachsen-Anhalt als Entscheidungshilfe zur Baumartenwahl entwickelten Zuordnungsmatrix der Baumarten zu Nährkraftstufe und Standortswasserbilanz (SWB) entsprechend ihrer jeweiligen ökologischen Standortansprüche. Wendet man die von HAMKENS et al. (2020) vorgeschlagenen Schwellenwerte der SWB für die Trockenstressgefährdung der Rotbuche exemplarisch auf die Region der Wuchsgebiete WG 06 und WG 07 im Norden Brandenburgs an, so verändert sich entsprechend des klimatischen Wandels im Zeitraum der letzten beiden Kli-

manormalperioden (Abschnitt 3.2, Abb.7-9) auch die Einordnung der Rotbuche hinsichtlich ihrer Stellung in Mischbeständen (Abb.15-17). Unter Verwendung der SWB der Periode 1961-1990 wird die Rotbuche in den nördlichen Wuchsbezirken nahezu noch als führende Baumart ausgewiesen (Abb.15). Legt man der Einschätzung die SWB der Periode 1991-2020 zugrunde, so lautet die Einschätzung für Rotbuche überwiegend „vorübergehend beigemischt“. Bei dieser Potenzialabschätzung wird davon ausgegangen, dass sich die Wasserversorgung durch den Klimawandel so verschlechtern wird, dass die aktuell vorhandene Naturverjüngung nur „vorübergehend“ sein wird. In den südlichen Wuchsbezirken wird die Rotbuche in beiden Klimanormalperioden lokal führend, größtenteils aber ebenfalls als „vorübergehend beigemischt“ eingestuft. Dieses ändert sich drastisch bei Verwendung der regressionsanalytisch für die Dekade 2021-2030 extrapolierten SWB (Abb.17). Hier tritt die Rotbuche im südlichen Teil der beiden Wuchsgebiete größtenteils nur noch begleitend auf, das heißt als natürlich ankommende Nebenbaumart in ihrem

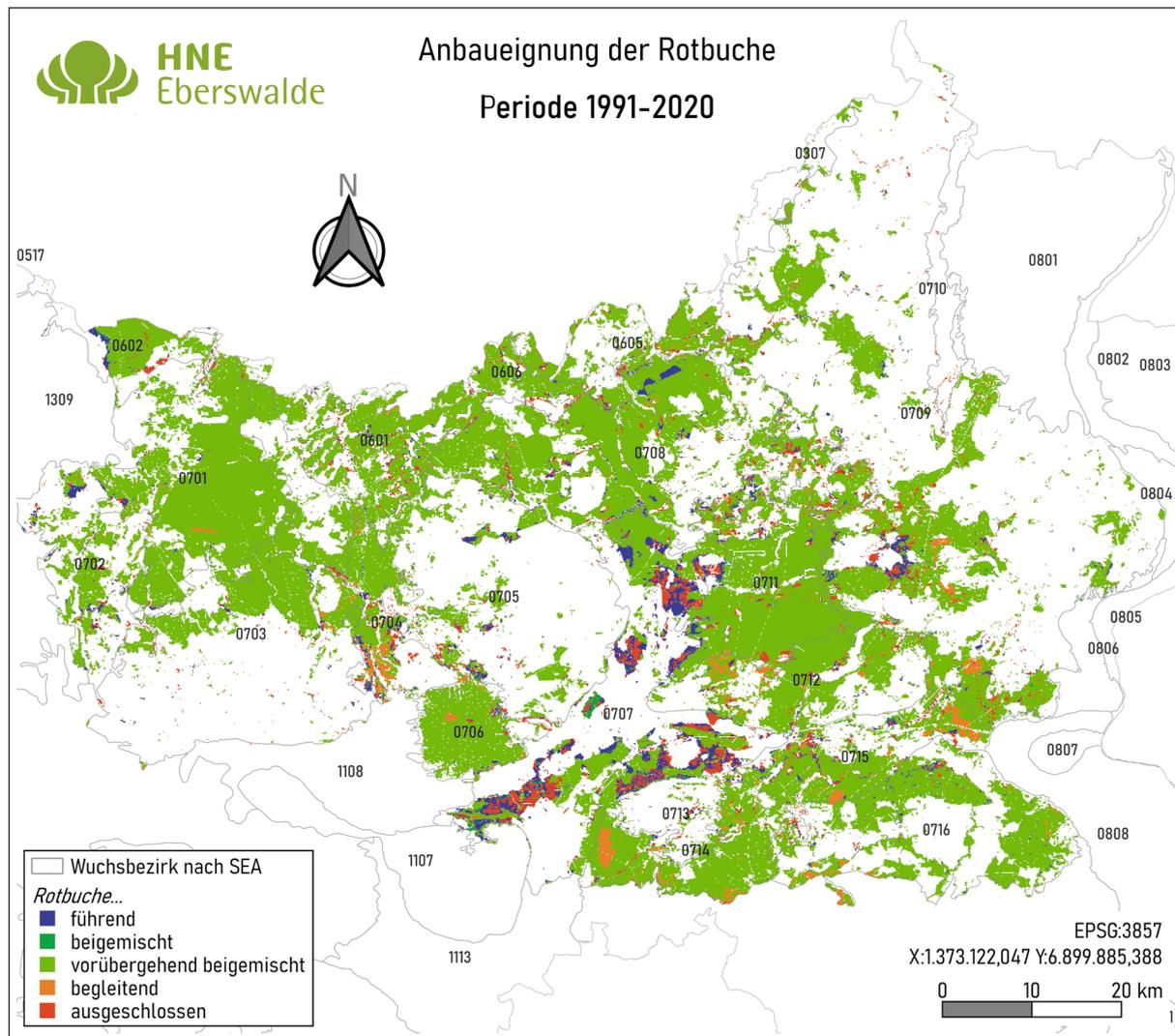


Abb.16: Anbaueignung der Rotbuche nach HAMKENS et al. (2020) auf der Grundlage von Stammnährkraftstufe und Standortswasserbilanz (Median der Klimanormalperiode 1991-2020) in den Wuchsgebieten WG 06 und WG 07

standörtlichen Grenzbereich. Lokal nehmen die Flächenanteile, auf denen sie vom Anbau ausgeschlossen wird, zu. Auch in den nördlichen Wuchsbezirken kommt man bei Verwendung dieser prognostischen Klimadaten für die aktuelle Dekade lediglich zu der Einstufung „vorübergehend beigemischt“.

4 Diskussion und Folgerungen

Die im vorliegenden Beitrag zusammengeführten Auswertungen kommen sowohl auf der Grundlage von statistischen Klimatrends über einen Zeitraum von 60 Jahren als auch anhand szenarischer Daten aus Klimaprojektionen hinsichtlich der zu erwartenden Veränderungen des Bodenwasserhaushalts im Grundsatz zu vergleichbaren Ergebnissen. Wenn sich die für die Zukunft aufgezeigte Entwicklung der Wasserversorgung erfüllt, dürfte die Bedeutung der Rotbuche in den natürlichen Waldgesellschaften weiter Bereiche Brandenburgs deutlich abnehmen. Dabei wird unterstellt, dass wir mit unserer bisherigen Einschätzung zur Trockenheits der Rotbuche – wie

sie beispielsweise in die standortsbezogene Ableitung von Bestandeszieltypen nach MLUV (2006) – weitgehend richtigliegen. Die realisierten statistischen Ansätze (Abschnitt 3.4) beruhen auf empirischen Zuordnungen von Standort und Baumarteneignung, durch Wasserhaushaltsbedingungen, die sich gemäß unserer szenarischen bzw. extrapolierten klimatischen Steuergrößen einstellen werden. Zu beachten ist, dass durch diesen Ansatz nicht die ökologischen Standortsgrenzen der Rotbuche aufgezeigt werden sollen, sondern aufgrund der methodischen Orientierung am Bestandeszieltyp vor allem das leistungsorientierte Standortsspektrum im Fokus steht.

Zahlreiche Publikationen verweisen auf das hohe Anpassungspotenzial der Rotbuche an zunehmende Trockenheit und die große Bedeutung der genetischen Unterschiede bei der Bewertung ihrer Resilienz (BOLTE 2016, CZAIKOWSKI & BOLTE 2006, KÖLLING et al. 2005, MANTHEY et al. 2007, MERGNER et al. 2020, PLUETT & WEBER 2012). EICHHORN et al. (2008) schließen aus Untersuchungen von Reaktionsmustern der Buche nach

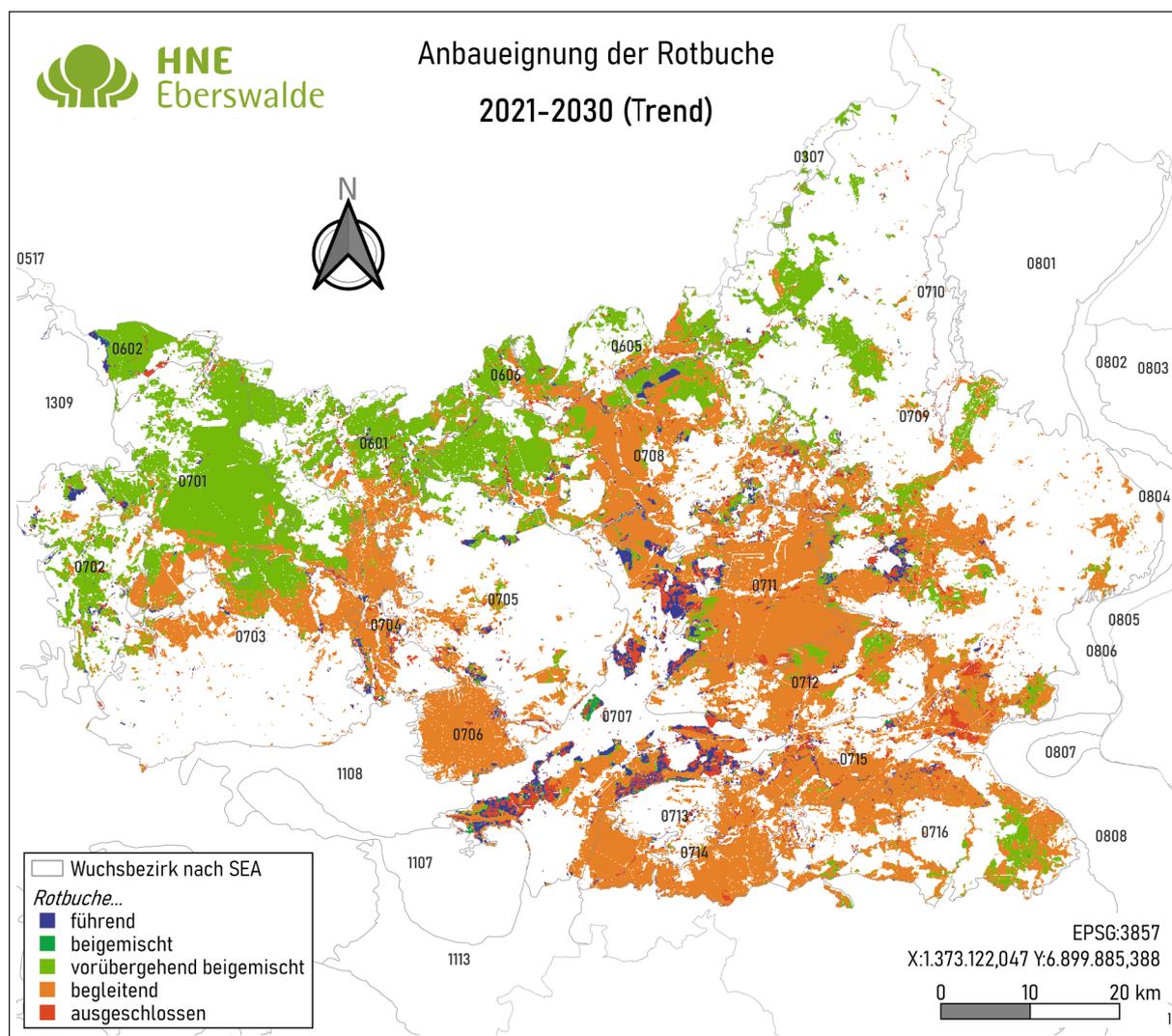


Abb.17: Anbaueignung der Rotbuche nach HAMKENS et al. (2020) auf der Grundlage von Stammnährkraftstufe und Standortswasserbilanz (Dekade 2021-2030 gemäß Trendberechnung nach Regressionsmodell; Abschnitt 3.1) in den Wuchsgebieten WG 06 und WG 07

dem Trockenjahr 2003 auf eine hohe Stresstoleranz und verweisen auf die im Vergleich zu anderen Hauptbaumarten niedrigste Absterberate nach dem Extremjahr. Gleichwohl zeigen die Autoren, dass der Biomassezuwachs für Derbholz und Äste im Jahr 2004 um ca. 50 % reduziert und die Entwicklung der Höhentriebe über mehrere Jahre eingeschränkt war; sie betonen, mit der Reduktion der Höhen- und der Durchmesserleistung gehe eine forstbetrieblich relevante Verringerung des Holzertrages einher. Eine im Vergleich zu Nadelbaumarten stärkere Reduktion des Wachstums und langsamere Regeneration bei der Rotbuche nach dem Trockenjahr 2003 beobachteten auch Granier et al. 2007 an *Carboeurope*-Standorten. Umfassende Untersuchungen von MUFFLER et al. (2021) zur Regeneration der Rotbuche bis in die Grenzbereiche ihres Verbreitungsgebietes in Europa verweisen auf eine hohe Plastizität der Rotbuche im Keimlingsstadium und ein großes Vermögen zur kurzfristigen Klimaanpassung. Die Autoren sehen aufgrund der geringen Überlebensrate bei der Etablierung der aber auch Grenzen dieses Anpassungspotenzials und

nehmen an, dass die natürliche Regenerationsfähigkeit unter zukünftig trocken-heißen Klimabedingungen vermutlich eingeschränkt sein wird. Im globalen Vergleich umfasst die Verbreitung der europäischen Buche bereits jetzt die trockensten Standorte (FANG & LECHOWICZ 2006). Generell erachten es die meisten Autoren als offen, inwieweit eine unmittelbare Abfolge von mehreren Trockenjahren an die Grenzen der Anpassungsfähigkeit der Rotbuche führen wird.

Die Auswertungen im vorliegenden Beitrag machen es wahrscheinlich, dass sich in absehbarer Zukunft auf bislang als natürliche Buchenstandorte eingestufteten Flächen Intermediärtypen natürlicher Mischwaldgesellschaften (z. B. Hainbuche-Rotbuche-Traubeneiche) entwickeln werden. Diese Annahme wird durch vergleichende Jahrringanalysen von Eiche, Kiefer, Rotbuche und Hainbuche von SCHARNWEBER et al. (2020) und HARVEY et al. (2019) im Ostseeraum gestützt. Deren Studien legen unter Einbeziehung der Extremjahre 2018 und 2019 dar, dass die sommerliche Wasserverfügbarkeit in Zukunft zunehmend die Domi-

nanz der genannten Baumarten im Untersuchungsraum bestimmen wird. Dabei zeichnet sich die Rotbuche entgegen anderer Studien durch vergleichsweise geringe Trockenresistenz und langsame Regeneration nach dürrebedingten Zuwachseinbrüchen aus. Die Autoren nehmen an, dass die Wachstumsraten der Buche bei weiterer Erwärmung erheblich sinken werden und erwarten, dass sich die Vitalität und damit die Durchsetzungsfähigkeit der Eiche gegenüber der Buche erhöhen wird. Simulationen der Jahrringentwicklung für Klimaszenarien von BAUWE et al. (2015) zeigen auch an Standorten im nordostdeutschen Tiefland einen im Vergleich zu Kiefernbeständen stärkeren Rückgang des Wachstums durch Wassermangel bei den Buchenstandorten.

Die höhere Trockenresistenz der Eiche gegenüber der Buche in Eichen-Buchen-Mischbeständen wird durch Jahrringuntersuchungen von VANHELLEMONT et al. (2019) bestätigt sowie von CAVIN et al. (2013), die anhand der Auswertung von Zuwachs- und Mortalitätsdaten langfristige Abundanzverschiebungen zwischen den beiden Baumarten durch Wasserkonkurrenz zum Nachteil der Rotbuche beschreiben. Signale in diese Richtung kommen aus den jüngsten brandenburgischen Waldzustandsberichten, wonach in Folge des Extremtrockenjahres 2018 dramatische Vitalitätseinbußen der Rotbuche zu verzeichnen sind (MLUK 2020). Die Buche reagierte auf den Wassermangel im Vergleich zu anderen Baumarten besonders stark mit erhöhten Blattverlusten und ausgeprägten Sekundärschäden durch Käferbefall und pilzliche Schadorganismen. Die auf Einzelbaumebene konstatierten Vitalitätsverluste könnten mithin als Hinweise auf beginnende Verdrängungsprozesse und einen möglichen Wandel in aktuell noch von Buche dominierten Misch- und Reinbeständen gedeutet werden.

Für die Prognose zur Entwicklung der Rotbuche im Klimawandel sollte der Fokus zukünftig neben der Modellierung einzelner Arten und deren standortsspezifischer Verbreitung verstärkt auch auf der Modellierung der Verbreitung von Waldgesellschaften gelegt werden (vgl. FISCHER et al. 2019). Der Vorteil dieses Vorgehens besteht darin, dass die Waldgesellschaften eine engere ökologische Amplitude aufweisen als die sie konstituierenden einzelnen Baumarten. Gerade für die Rotbuche ist bekannt, dass sie sowohl hinsichtlich der standörtlichen Nährkraft als auch in Bezug auf den Wasserhaushalt eine große Bandbreite abdeckt; allerdings unterscheiden sich die verschiedenen Buchen-Waldgesellschaften in den Teilarealen des Standortsspektrums hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzungen erheblich und werden entsprechend unterschiedlich vom Klimawandel betroffen sein. Die Artenzusammensetzung der Waldgesellschaften ist der Dreh- und Angelpunkt bei der Klimaanpassung und die zentrale waldbauliche Herausforderung für den Erhalt und die nachhaltige Entwicklung der Wälder. Mit Blick auf die Risikostreuung durch Vielfalt sollte auch in aktuell naturnahen Reinbeständen eine höhere Klimaplastizität durch Artenbeimischung gefördert und entwickelt werden. Eine hohe Artendiversität ist an-

zustreben, weil sie eine größere Ökosystemelastizität beim Ausgleich von Störungen induziert. Besonders vor dem Hintergrund der bestehenden Unsicherheiten bei Klimaprojektionen und statistischen Klimatrends sollte daher der Fokus beim Waldumbau auf die Erhöhung des Anteils an arten- und variantenreichen Mischbestandstypen gelegt werden.

Da die bestehenden natürlichen Buchenwaldgesellschaften durch den Klimawandel zunehmend unter Druck geraten werden, ist hier eine besonders zurückhaltende und extensive Bewirtschaftung angezeigt. Dem Bodenschutz und der Nachhaltigkeit ist besondere Beachtung zu schenken; d. h. Befahrungsschäden bei der Holzurückung sind absolut zu vermeiden und Nährstoffentzüge durch die Holzernte auf ein standortsverträgliches Minimum zu beschränken. Die Rolle der Böden und speziell deren Speicherkapazität für das Wasser aus dem Winterniederschlag wird im Klimawandel an Bedeutung gewinnen – sowohl für die Wasser- als auch für die Nährstoffversorgung der Waldbäume. Letztere ist an die Wasserverfügbarkeit im Wurzelraum geknüpft, da die für das Wachstum essentiellen Nährelemente fast ausschließlich über die Bodenlösung aufgenommen werden. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität wird in Zukunft nicht nur über die Wuchsleistung (z. B. PIEDALLU et al. 2011), sondern auch über Vitalität und Überlebensfähigkeit der Rotbuchenbestände als solche entscheiden. Sie hängt wiederum eng mit einem intakten Kohlenstoffhaushalt zusammen und wird durch Humusakkumulation besonders begünstigt. Der Schutz der Waldböden und deren Funktionen im Naturhaushalt stellen für den möglichen Erhalt der wertvollen Buchenwaldgesellschaften in Brandenburg wahrscheinlich die wesentlichste aller waldbaulichen Forderungen vor dem Hintergrund des voranschreitenden anthropogen verursachten Klimawandels dar.

5 Zusammenfassung

Der Vergleich der beiden jüngsten Klimanormalperioden (1961-1990, 1991-2020) dokumentiert für die brandenburgische Wälder eine deutliche Zunahme der sommerlichen Trockenheit. Besonders sind hiervon die für die Rotbuche bislang als am geeignetsten eingestufteten Wuchsgebiete im Norden Brandenburgs betroffen. Für typische Buchenstandorte der Standortgruppe K2 (grundwasserfern, nährstoffkräftig) wird dargestellt, dass das Wuchsverhalten der nördlichen Wuchsregion aktuell größer ist, als zu Beginn der Zeitreihe in den trockensten Bereichen im Zentrum Brandenburgs. Trendanalysen und Wasserhaushaltsmodellierungen von Waldgesellschaften machen wahrscheinlich, dass angesichts des prognostizierten Temperaturanstiegs und damit einhergehenden Anstiegs der potenziellen Verdunstung auch weiterhin von einer Zunahme der Trockenheit auszugehen ist. Statistisch abgeleitete Baumartenempfehlungen auf standörtlicher Grundlage zeigen, dass die Rotbuche infolge der sich verschlechternden Wasserhaushaltsbedingungen zukünftig nur noch eine geringe Bedeutung als potenziell führende Baumart haben wird und trockenheits-

resistentere Baumarten an ihre Stelle treten werden. Aus forstökologischer und wirtschaftlicher Sicht sollte das zentrale waldbauliche Ziel daher die rasche und planvolle Entwicklung von arten- und variantenreichen Mischbestockungen sein, um den bestehenden Wald klimaplastischer zu gestalten und forstbetriebliche Risiken zu minimieren. In den bestehenden natürlichen Waldgesellschaften mit Buchendominanz sind der Schutz der Bodenfunktionen und die Sicherung der Nachhaltigkeit bei der Holznutzung, bis hin zum Nutzungsverzicht, zentrale Ansatzpunkte für den möglichen Erhalt dieser wertvollen Bestände.

6 Literatur

- ADAMS, W.A. (1973): The effect of organic matter on the bulk and true densities of some uncultivated podzolic soils. *Journal of Soil Science* 24 (1): 10–17. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x>.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M., et al. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrig. Drain. Pap. 56, D05109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x>
- BOLTE, A. (2016): Chancen und Risiken der Buche im Klimawandel. *AFZ/DerWald* 12. 17-19.
- BAUWE, A.; JURASINSKI, G.; SCHARNWEBER, T.; SCHRÖDER, C. & LENNARTZ, B. (2015): Impact of climate change on tree-ring growth of Scots pine, common beech and pedunculate oak in northeastern Germany. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 9, 1-11.
- 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>.
- BREIMAN, L., FRIEDMAN, J.H., OLSHEN, R.A., STONE, C.J. (1984): *Classification and regression trees*. The Wadsworth Statistics/Probability Series, Wadsworth, Belmont, California, 358 S.
- CAVIN, L., MOUNTFORD, E. P., PETERKEN, G. F., JUMP, A. S. (2013): Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology*. Vol. 27. Issue 6. 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12126>.
- CLIMATE DATA CENTER (CDC) (2018): Historical daily station observations (temperature, pressure, precipitation, sunshine duration, etc.) for Germany, version v006.
- CZAIKOWSKI, T, BOLTE, A. (2006): Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Trockenheit. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 177, Jg. 2. 30-40.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2019): Klimastationsdaten des Climate Data Center (CDC). Available online: ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/ (Zugriff am 30.09.2020).
- EICHHORN, J., DAMMANN, I., SCHÖNFELDER, E., ALBRECHT, M., BECK, W., PAAR, U. (2008): Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. In: *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche*. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Band 3. NW-FVA (Hrsg.). 109-134.
- FANG, J. & LECHOWICZ, M. J. (2006): Climatic limits for the present distribution of beech (*Fagus L.*) species in the world. *Journal of Biogeography* 33, 1804-1819.
- FEDERER, C.A. (2002): BROOK 90: A Simulation Model for Evaporation, Soil Water, and ... Available online: <http://www.ecoshift.net/brook/brook90.htm> (accessed on 31 July 2020).
- FISCHER, H.S., MICHLER, B., FISCHER, A. (2019). High resolution predictive modelling of potential natural vegetation under recent site conditions and future climate scenarios: Case study Bavaria. *Tuexenia* 39: 9–40.
- GALE, M.R., GRIGAL, D.F. (1987): Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Can. J. For. Res.* 17: 829–834.
- GRANIER, A.; REICHSTEIN, M.; BRÉDA, N.; JANSSENS, I.; FALGE, E.; CIAIS, P.; GRÜNWARD, T.; AUBINET, M.; BERBIGIER, P.; BERNHOFER, C.; BUCHMANN, N.; FACINI, O.; GRASSI, G.; HEINESCH, B.; ILVESNIEMI, H.; KERONEN, P.; KNOHL, A.; KÖSTNER, B.; LAGERGREN, F.; LINDROTH, A.; LONGDOZ, B.; LOUSTAU, D.; MATEUS, J.; MONTAGNANI, L.; NYS, C.; MOORS, E.; PAPALE, D.; PEIFFER, M.; PILEGAARD, K.; PITA, G.; PUMPANEN, J.; RAMBAL, S.; REBMAN, C.; RODRIGUES, A.; SEUFERT, G.; TENHUNEN, J.; VESALA, T. & WANG, Q. (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 143, 123 – 145.
- GRIER, C. G., RUNNING, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology* 58 (4): 893-899).
- GRÜLL, M. (2007): *Standorts- und Baumarteneignungsbewertung im Rahmen der Forsteinrichtung im AfF Eberswalde*. Vortrag Standortserkundertagung. Peitz. (unveröffentlicht).
- GRÜLL, M. (2015): *Ableitung von klimawandelangepassten Waldentwicklungstypen für Waldstandorte im Nordostdeutschen T auf Grundlage einer Standortserkundertagung und Baumarteneignungsbewertung*. Fachtagung Waldmanagement im Klimastress 2.0. Eberswalde. (unveröffentlicht)
- HAMKENS, H., SPELLMANN, H., NAGEL, R.-V., BURESCH, M. (2020): *Entscheidungshilfen zur klimawandelangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt*. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie des

- Landes Sachsen-Anhalt, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 69 S.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. Forstliche Forschungsberichte München 185, Heinrich Frank, München, 135 S.
- HANNAPPEL, S., RIEK, W. (2011): Berechnung des Fluabstandes des Grundwassers der W Brandenburgs für hydrologisch typische Zeiträume. Hydrologie und Wasserwirtschaft. 55. Heft 1. S. 4-15.
- HARVEY, JILL E.; SMILJANIĆ, MARKO; SCHARNWEBER, TOBIAS; BURAS, ALLAN; CEDRO, ANNA; CRUZ-GARCÍA, ROBERTO et al. (2019): Tree growth by warming winter climate and summer moisture availability in northern temperate forests. In: Global change biology. DOI: 10.1111/gcb.14966
- JACKSON, R.B., CANADELL, J., EHLERINGER, J.R., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SCHULZE, E.D. (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389-411.
- JACOBY, W. (2000): Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. *Electoral Studies* 19: 577-613.
- KLEYER, M., BEKKER, R.M., KNEVEL, I.C., BAKKER, J.P., THOMPSON, K., et al. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European
- KÖLLING, C., WALENTOWSKI, H., BOCHERT, H. (2005): Eine Waldbaumart mit grandioser Vergangenheit und sicherer Zukunft / Die Buche in Mitteleuropa. *AFZ-Der Wald*, 13. 696-701.
- KREIENKAMP, F., SPEKAT, A. (2009): Regionalisierung standortsbezogener Kennwerte (1 x 1 km Raster-Interpolation) für Brandenburg. CEC, Potsdam GmbH. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesbetriebs Forst Brandenburg. Potsdam: 30 S.
- MENZEL, A., FABIAN P. (1999). Growing season extended in Europe. *Nature*, 397, 659-659.
- MANTHEY, M., LEUSCHNER, C., HÄRDLE, W. (2007): Buchenwälder und Klimawandel. *Natur und Landschaft*. 85. H.9/10. 441-445.
- MERGNER, U., MANTHEY, M., SCHARNWEBER, T., KRAUS, D. (2020): Kronenverlichtung und Absterbevorgänge bei der Buche. *AFZ/DerWald* 7. 16-19.
- MLUK, 2020. Waldzustandsbericht 2020 des Landes Brandenburg. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg (MLUK), Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Eberswalde. 38 S.
- MLUV (2006): Bestandeszieltypen für die Wälder des Landes Brandenburg. Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.).
- MUFFLER, L., SCHMEDDES, J., WEIGEL, R., BARBETA, A., BEIL, I., BOLTE, A., BUHK, C., HOLM, S., KLEIN, G., KLISZ, M., LÖF, M., PEÑUELAS, J., SCHNEIDER, L., VITASSE, Y., KREYLING, J. (2021): High plasticity in germination and establishment success in the dominant forest tree *Fagus sylvatica* across Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 1-14. <https://doi.org/10.1111/geb.13320>
- NAGEL J. (2007). *ForestTools2: Forstliche Software-Sammlung*. Selbstverlag J. Nagel.
- PIEDALLU, C.; GEGOUT, J.-C.; BRUAND, A. & SEYNAVE, I. (2011): Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands. *Geoderma* 160, 355-366.
- PLUESS, A. R. & WEBER, P. (2012): Drought-Adaptation Potential in *Fagus sylvatica*: Linking Moisture Availability with Genetic Diversity and Dendrochronology. *PLoS ONE* 7(3): e33636. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033636>
- RENGER, M., BOHNE, K., FACKLAM, M., HARRACH, T., RIEK, W., SCHÄFER, W., WESSOLEK, G., ZACHARIAS, S. (2009): Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. In: *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis: Bodenökologie und Bodengenese: Bd. 40*. Technische Universität Berlin: 5-51.
- RENGER, M., STREBEL, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* 32 (12): 572-575.
- RICHTER, D. (1985): Methodik zur Korrektur von Niederschlagshöhen. In: *Arbeitsmappe Gutachtenerteilung des MD d. DDR, Teil III -23 Hauptamt f. Klimatologie, Potsdam*.
- RIEK, W. (1998): Verfahren zur Bestimmung des effektiv nutzbaren Bodenwassers von Kiefernstandorten im pleistozänen T Beitr. *Forstwirtsch. u. Landsch. ökol.* 32 (1): 28-33.
- 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., 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. <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs55.pdf>
- 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. Weitere Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebungen und Folgerungen für die nachhaltige Waldnutzung. Band 2. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 68. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.), Eberswalde 238 S.
- RIEK, W., RUSS, A., GRÜLL, M. (2020): Zur Abschätzung des standörtlichen Anbaurisikos von Baumarten im Klimawandel im nordostdeutschen T - Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 69. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.), Eberswalde. 48-70.
- RUSS, A. (2015): Regionalisierung des Wasser- und Kohlenstoffhaushalts für die W - Brandenburgs – Entwicklung von Regionalisierungsansätzen unter besonderer Berücksichtigung der forstlichen Standortskarte. Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 44. Technische Universität Berlin Selbstverlag, 164 S.
- RUSS, A., RIEK, W. (2011): Pedotransferfunktionen zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität – Validierung für Waldböden des nordostdeutschen T - Wald- ökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 11: 5-17. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01139>
- RUSS, A., RIEK, W. (2017). Anwendung eines standortsparametrisierten Wasserhaushaltsmodells zur Ableitung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Standorten unter Verwendung von aktuellen Messdaten (Stichjahr 2016). HNEE. Studie im Auftrag des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde. 139 S. (unveröffentlicht)
- RUSS, A., RIEK, W., HENTSCHEL, R., HANNEMANN, J., BARTH, R., BECKER, F. (2019): Wasserhaushalt im Trockenjahr 2018 – Ergebnisse aus dem Level II Programm in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 67. Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.), Eberswalde. 11-24.
- RUSS, A., RIEK, W., WESSOLEK, G. (2021): Three-Dimensional Mapping of Forest Soil Carbon Stocks Using SCORPAN Modelling and Relative Depth Gradients in the North-Eastern Lowlands of Germany. Appl. Sci., 11, 714. <https://doi.org/10.3390/app11020714>
- SCHARNWEBER, T., SMILJANIC, M., CRUZ-GARCÍA, R., MANTHEY, M., WILMKING, M. (2020): Tree growth at the end of the 21st century - the extreme years 2018/19 as template for future growth conditions. Environ. Res. Lett. 15 074022. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab865d>
- SCHMIDT-WALTER, P. (2019): KSPclimreg: Routines for interpolating daily climatic variables. R package version 0.1.0.
- SCHMIDT-WALTER, P. (2018): KSPclimpredict: Predict daily climate parameters from saved ModelObjects and Data. R package version 0.1.0.
- SCHULZE, G. (1998): Anleitung für die forstliche Standorterkundung im nordostdeutschen T - (Standorterkundungsanleitung) SEA 95, Bd. D - Bodenformen-Katalog. 3.
- 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 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>.
- 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.
- VANHELLEMONT, M., SOUSA-SILVA, R., MAES, S. L., VAN DEN BULCKE, J., HERTZOG, L., DE GROOTE, S., VAN ACKER, J., BONTE, D., MARTEL, A., LENS L. (2019) Distinct growth responses to drought for oak and beech in temperate mixed forests. Science of the Total Environment. Volume 650, Part 2, 3017-3026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.054>
- VON WILPERT, K., HARTMANN, P., PUHLMANN, H., SCHMIDT-WALTER, P., MEESENBERG, H., MÜLLER, J. (2016). Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: WELLBROCK, N., BOLTE, A., FLESSA, H. (Hrsg.). Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen Report 43, S. 343-386.
- 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-Ver-

fahren. In: Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis: Bodenökologie und Bodengenese: Bd. 40. Technische Universität Berlin.66–80.

ZICHE, D., GRÜNEBERG, E., HILBRIG, L., HÖHLE, J., KOMPA, T., LISKI, J., REPO, A., WELLBROCK, N. (2019). Comparing soil inventory with modelling: Carbon balance in central European forest soils varies among forest types. *Science of the Total Environment*, 647, 1573-1585.

ZICHE, D., RIEK, W. (2020): Wasserhaushaltsmodellierung für Flächen der Forstlichen Umweltkontrolle Brandenburg und Berlin. Untersuchungen zum Wasserhaushalt der Level II Flächen in Brandenburg und Berlin anhand von LWF-Brook90 Wasserhaushaltssimulationen. HNEE. Studie im Auftrag des Landeskompetenzentrums Forst Eberswalde. 47 S. (unveröffentlicht)

ZICHE, D., RIEK, W., RUSS, A., HENTSCHEL, R., MARTIN, J. (2021): Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change - Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Appl. Sci.* 11, 2403. <https://doi.org/10.3390/app11052403>

ZICHE, D., SEIDLING, W. (2010). Homogenisation of climate time series from ICP Forests Level II monitoring sites in Germany based on interpolated climate data. *Annals of Forest Science*, 67, 804. DOI: 10.1051/forest/2010051.