

Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema:

Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel

Teilvorhaben 2

Zuwendungsempfänger:

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Förderkennzeichen:

22WK414102

Laufzeit:

01.01.2019 bis 30.06.2022

Monat der Erstellung:

11/2022



Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und nukleare Sicherheit

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger für den Waldklimafonds unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

SCHLUSSBERICHT¹

Inhalt

SCHLUSSBERICHT	1
I. ZIELE	2
1. Aufgabenstellung	2
2. Stand der Technik	7
3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen	8
II. ERGEBNISSE	9
1. Erzielte Ergebnisse	9
Modellauswahl	9
Modellparametrisierung	10
Kalibrierungsparameter	10
Standortparameter	11
Schneeparameter	12
Infiltrationsparameter	12
Abflussparameter	14
Vegetation und Bestandesparameter	15
Bodenparameter	27
Feste Parameter – Bestand	27
Feste Parameter – Blätter	28
Feste Parameter – Wurzeln	29
Feste Parameter – Schnee	29
Feste Parameter – Bodenevaporation	30
Feste Parameter – Numerik	31
Initiale Parameter	32
Feste Parameter – Interzeption	33
Modellkalibrierung	39
Qualitätskontrolle der Messdaten von Intensivmonitoringflächen	39
Kalibrierung des Interzeptionsmodells	50
Abgestimmter Gesamtparametersatz	55
Modellvalidierung	58
Modellvalidierung an Intensivmessflächen in Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt	58
Modellvalidierung artspezifischer Parameter an Flächen des SAPFLUXNET-Netzwerks	65
Modellanwendungen	75
Sachsen-Anhalt	75
Niedersachsen	81
Berechnung des zukünftig erwarteten Wasserhaushalts	88
Literatur	96
2. Verwertung	103
3. Erkenntnisse von Dritten	103
4. Veröffentlichungen	103

¹ Siehe auch **MERKBLATT ZUM ABSCHLUSSBERICHT**

I. Ziele

Das Projekt hat das Ziel, die Wasserhaushaltsansprache in Standortkunde und Standortkartierung mit Hilfe von deterministischen Wasserhaushaltsmodellen möglichst wirklichkeitsnah, räumlich hochaufgelöst und dynamisch in Bezug auf den Klimawandel abzubilden. Die Ableitung flächig darstellbarer Stressindikatoren des Wasser- und Lufthaushalts dient zur Bewertung der aktuellen und zukünftigen Anbaueignung wichtiger Baumarten unter veränderten Klimabedingungen und ist damit Grundlage für eine risikoarme Forstwirtschaft. Für die unterschiedlichen Systeme der beteiligten Bundesländer müssen jeweils eigene Ansätze entwickelt werden, wie Bodendaten aus Standortkartierungssystemen für die deterministische Wasserhaushaltsmodellierung bereitgestellt und aufbereitet werden können.

Standörtliche Gegebenheiten (Topographie, physikalische und hydraulische Bodeneigenschaften), der Wasserbedarf der wichtigsten Baumarten in Deutschland (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie) sowie die Klimabedingungen und deren Veränderung sollen für ausgewählte Regionen flächendeckend in wichtige Aspekte des Wasserhaushalts wie mittlere Wasserversorgung, Trockenstressrisiko und Luftmangel übersetzt werden. Besonderes Augenmerk liegt auf einer realitätsnahen Ableitung der Intensität und Häufigkeit von Trockenstress sowohl für gut durchlüftete als auch für hydromorphe Standorte, die u.a. mit entsprechend eingeschränkter Durchwurzelung berücksichtigt wurden.

Der Mehrwert für die beteiligten Partner und die Allgemeinheit sowie den Bund besteht in der erstmaligen Erstellung von einheitlichen Bewertungen des Wasserhaushalts auf Basis deterministischer Wasserhaushaltsmodelle für große Gebiete Deutschlands. Die Ergebnisse werden konkrete Hinweise für die Anpassung der Wälder an den Klimawandel bereitstellen. Die Synergien durch die gemeinsame Arbeit unterschiedlicher Arbeitsgruppen bei Modellanwendung, Beschaffung und Auswertung von Validierungsdatensätzen und Ergebnisbeurteilung zum Standortwasserhaushalt von Wäldern ergeben sich nur bei Abdeckung der wichtigsten Standortkartierungsverfahren in Deutschland. Die erarbeiteten standardisierten Verfahren zur flächigen Modellierung und Beurteilung des Wasserhaushalts werden der Allgemeinheit zur Verfügung gestellt, so dass diese auf weitere Regionen angepasst werden können. Zusätzlich dient die objektivierte Darstellung des Wasserhaushalts als Werkzeug zur Qualitätssicherung der im Gelände angesprochenen Wasserhaushaltsstufen der klassischen Standortkartierungsverfahren und kann als Vorinformation im Sinne einer modellgestützten Standortkartierung verwendet werden. Darüber hinaus können die Projektergebnisse als Grundlage für weitere Untersuchungen z. B. zur Mortalität, Artverbreitung, zum Wachstum, zu ökonomischen Betrachtungen und zu Empfehlungen für die waldbaulichen Behandlungen von Beständen dienen.

1. Aufgabenstellung

Das Projekt ist in sechs fachliche Teilprojekte (TP1 bis TP6) und ein koordinierendes Teilprojekt (TP7) eingeteilt. Die fachlichen Teilprojekte bauen jeweils aufeinander auf bzw. hängen voneinander ab. Um die zeitliche Abfolge einhalten zu können, erfolgte die Bearbeitung der Teilprojekte 1, 3, 4, 5 und 6 gemeinsam durch die drei forstlichen Partner (FVA-BW, LWF-BY, NW-FVA). Dabei wurden die Ziele in TP1 und 3 gemeinsam erarbeitet, um die Kompetenz der Partner zu bündeln und ein abgestimmtes, einheitliches Modellsystem zu formen. In TP4, 5 und 6 muss stark auf die bereits vorhandenen Standortinformationssysteme der beteiligten Länder Bezug genommen werden. Hierbei hat die NW-FVA zusätzlich zur niedersächsischen Forstlichen Standortaufnahme auch die forstliche Standorterkundung Sachsen-Anhalts bearbeitet. Dieses Bundesland ist beispielhaft für die ostdeutschen Bundesländer, in denen die Kartierung auf einer gemeinsamen Standorterkundungsanleitung (VEB Forstprojektierung Potsdam 1974) basiert. TP2 wurde von der Universität Hamburg in Zusammenarbeit mit der FVA-BW bearbeitet. Die Projektkoordination lag bei der LWF-BY.

TP1: Wasserhaushaltsmodellssystem

Durch die Festlegung, Parametrisierung und Validierung des Wasserhaushaltsmodellsystems entsteht das entscheidende Werkzeug für eine objektive Beurteilung des Wasserhaushalts in der Vergangenheit und der erwartbaren Zukunft unter Klimawandelbedingungen. Obwohl das gewählte Modell LWF-Brook90 schon oft und erfolgreich eingesetzt wurde, war es besonders wichtig, die Plausibilität des Modells und seiner räumlich hochaufgelösten Ergebnisse darzustellen, um insbesondere auch die Forstpraxis vom Nutzen und der Realitätsnähe der Berechnungen überzeugen zu können. Neben der Strukturvalidität (systematische Übereinstimmung der Darstellung physikalischer Vorgänge im Modell mit der Realität) wurden auch die Interpretationsspielräume beurteilt, die bei der Parameterfestlegung hinsichtlich der Eigenschaften verschiedener Baumarten bestehen. Hier wurde zusätzlich zu den 4 Hauptbaumarten als fünfte Baumart auch eine Parametrisierung für die Douglasie erarbeitet, die nach aktueller Planung bis 2055 ebenfalls eine Hauptbaumart in Niedersachsen sein wird (Böckmann et al. 2017). Die Validität der Berechnungsergebnisse wurde anhand von Messdaten von Intensivmonitoringflächen beurteilt. In diesem Teilprojekt hat die NW-FVA einen Schwerpunkt auf die Ausarbeitung eines verbindlichen Parametrisierungsverfahrens gelegt und auf die Entwicklung eines halbautomatischen Verfahrens zur kontrollierten Aufarbeitung von Messdaten zur Herstellung einer qualitativ verlässlichen Validierungsgrundlage, die dann in die gemeinsam von allen Partnern genutzte Validierungsdatenbank eingeflossen ist.

TP2: Klimadaten und Klimaregionalisierung

In diesem Teilprojekt wurden die täglichen Klimadaten in einer räumlich hohen Auflösung (250m x 250m) für ganz Deutschland erstellt, die eine notwendige Voraussetzung für die Anwendung von Brook90 sind. Die NW-FVA war an der Erstellung der Daten nicht beteiligt, sondern hat die Ende 2019 erhaltenen historischen Daten im Umfang von 58 Jahren und die 2022 erhaltenen prospektiven Klimadaten der fünf verschiedenen Klimaszenarien und zweier weiterer historischer Jahre (Gesamtumfang: 477 Jahre) verwendet, um daraus für jeden modellierten Waldstandort tägliche Klimadaten zu generieren. Insbesondere Modellrechnungen für Gelände mit großen Höhenunterschieden (Gebirge) werden durch die hohe räumliche Auflösung der Daten realistischer.

TP3: Wasserhaushalts- und Trockenstressindikatoren

Die Identifizierung von Indikatoren für das Ausmaß des Stresses, den die Bäume aufgrund der Wasserhaushaltssituation erleiden, ist die Grundlage für Baumartenempfehlungen auch hinsichtlich der zukünftig geeigneten Baumarten. Neben dem Trockenstress sollten hier auch Stress-Situationen durch Luftmangel, ausgelöst durch eine permanente Übersättigung des Bodens mit Wasser, berücksichtigt werden. Von den im Projekt verabredeten Trockenstressindikatoren wurden an der NW-FVA insbesondere der Transpirationsquotient und die Dauer der jeweiligen Trockenstressperiode näher untersucht, während die Stauwasserstandorte anhand der im Modell berechneten Stauwassertiefe und in Übereinstimmung mit dem Verfahren der FVA-BW klassifiziert wurden. Insbesondere im Tiefland war es notwendig zusätzlich den Grundwassereinfluss durch den kapillaren Aufstieg auf die Trockenstressgefährdung zu berücksichtigen.

TP4: Anwendung in den Testregionen

Bei der Modellanwendung in den verschiedenen Testregionen wurde darauf geachtet, dass die Modellergebnisse durch die Verwendung der lokal für jeden

Waldstandort vorliegenden Bodeninformationen ein hohes Maß an Realitätsbezug erhalten. Hierfür wurden an der NW-FVA vertikale Profile der Korngrößenzusammensetzung aus den hoch differenzierten Merkmalskombinationen des niedersächsischen Standortkartierungsverfahrens für das Bergland expertenbasiert abgeleitet. Für das einstufige Standortkartierungsverfahren Sachsen-Anhalts wurde ein davon unabhängiges Verfahren zur Implementierung von Bodenprofilen angewendet (vgl. Ahrends et al. 2016). Weitere flächenbezogene Parameter wurden für jeden Waldstandort aus einem digitalen Geländemodell (DGM25) abgeleitet. Die Anwendung war besonders durch die feingliederige Flächenaufteilung der Testgebiete eine Herausforderung für die zur Verfügung stehende Rechnerleistung. Insgesamt wurde der tägliche Wasserhaushalt von knapp 300.000 Waldstandorten über 535 Jahre berechnet. Möglich war dies durch Anwendung der Modellumgebung LWFBrook90R mit Hilfe eines Parallelrechnungsverfahrens und die Ansteuerung eines mit 120 Rechenkernen ausgestatteten Großrechners.

Zusätzlich zu den Testregionen wurde das Modellsystem von der NW-FVA auch erfolgreich auf mehrere Waldstandorte des Sapfluxnet-Netzwerks angewendet, die mit der Bestimmung gemessener Transpirationsraten eine seltene, sonst nicht verfügbare Validierungsmöglichkeit zur Verfügung stellen.

TP5: Kopplung mit der forstlichen Praxis

Die Einbindung des Modellsystems in die forstliche Praxis der Standortkartierung wird nur durch wiederholte und langfristige Vermittlung der Ergebnisse an die Akteure der Standortkartierung in den Bundesländern möglich, die zu einer allmählichen Ergänzung der traditionellen Vorgehensweise um Modellanwendungen führen sollte. Aus diesem Grund war die Kopplung der Arbeiten mit der forstlichen Praxis schon während der Projektlaufzeit vorgesehen, so sollten zwischen März 2020 und November 2021 drei Workshops abgehalten werden, die sich mit dieser Thematik explizit an die forstliche Praxis richten. Durch die Coronapandemie war es leider nicht möglich, dieser Aufgabe vollumfänglich nachzukommen. Als Ersatz für den ersten Workshop wurden stattdessen im Jahr 2020 drei NW-FVA-interne Onlineseminare abgehalten, die sich auch an Akteure der Standortkartierung gerichtet haben und von diesen besucht wurden:

1. Qualitätskontrolle hochauflösender hydrologischer Messdaten im Projekt WHH-KW: Shiny App und andere Verfahren.
2. Herleitung von Interzeptionsparametern für LWF-Brook90 (1): Vergleich der Kronentraufe-Gesamtzeitreihen von Sammlern mit hochauflösenden Messungen und Bestandesstruktur.
3. Herleitung von Interzeptionsparametern für LWF-Brook90 (2): Formeln zur Parameterherleitung aus der Betrachtung von Regen- und Schneefallereignissen.

Die eingehende Plausibilitätsprüfung der Eingangsdaten und das messdatenabhängige Vorgehen bei der Parametrisierung waren als Thema besonders geeignet, um das Vertrauen in die Vorgehensweise bei der Modellierung zu stärken.

Der zweite Workshop wurde von der NW-FVA als Tagung „Stoffflüsse und Vorräte in Waldökosystemen: Messung, Monitoring & Modellierung“ im März 2022 durchgeführt und hierbei eine spezielle Session zum Projekt WHH-KW organisiert. Durch die coronabedingte Verzögerung bei der Vermittlung der Ergebnisse an die Praxis war es für den dritten geplanten Workshop aber noch zu früh und so wird zunächst im November ein Onlineseminar stattfinden, das sich besonders mit den Konsequenzen der Modellierungsergebnisse für die Baumartenwahl im Klimawandel auseinandersetzt. Die Vermittlung der

Ergebnisse in die Praxis wird damit aber nicht beendet sein, sondern soll auch danach kontinuierlich fortgesetzt werden.

TP6: Vorbereitung der flächenhaften Umsetzung

Die Vorbereitung der flächenhaften Umsetzung baut auf dem in TP4 bereits testweise angewendeten Modellsystem auf und soll die Methodik auf die gesamte Landesfläche übertragen – im Fall der NW-FVA wurde hierzu das Land Sachsen-Anhalt ausgewählt. Die Vorbereitungen für die Modellierung eines so großen Gebiets umfassten für jeden der ca. 230.000 Waldstandorte des Bundeslandes die Ableitung von Bodenprofilen, die Herleitung der Klimadaten, die Berechnung der Reliefparameter aus einem digitalen Geländemodell (DGM25), die Identifikation von grundwasserbeeinflussten Standorten und die Durchführung der Simulation mit den im Modellsystem angelegten Programmen.

TP7: Koordination

An diesem Teilprojekt war die NW-FVA nicht beteiligt.

Planung und Ablauf des Vorhabens

Das ursprünglich auf drei Jahre (1.1.2019 – 31.12.2021) angelegte Projekt wurde wegen den durch die Corona-Epidemie bedingten Verzögerungen und der Möglichkeit, auch die Daten der Trockensommer 2019 und 2020 zu analysieren, auf Antrag um 6 Monate verlängert, so dass das Projekt zum 30.6.2022 endete. Corona-bedingte Einschränkungen entstanden hauptsächlich bei der geplanten Kopplung der Arbeiten mit der forstlichen Praxis der Standorterkundung, weil Veranstaltungen mit vielen Teilnehmern unter diesen Umständen nicht möglich waren. Zudem konnten projektinterne Treffen der Projektpartner nicht oder nur verzögert als Online-Konferenz stattfinden, so dass die gegenseitige Information über Projektfortschritte und Verzögerungen zum Teil erst spät erfolgt ist. Auch waren im Homeoffice technisch bedingt zunächst nicht alle Arbeiten in der gleichen Effizienz möglich wie am Büroarbeitsplatz.

Die für März 2021 erwartete Bereitstellung der Klimaszenarien verzögerte sich um 11,5 Monate. Als ein besonderes Hindernis entpuppte sich in diesem Zusammenhang auch die Tatsache, dass der Datentransfer bei den Klimaszenarien nicht stabil über das Internet erfolgen konnte, so dass Datenträger im Umlaufverfahren per Post zwischen den Partnern verschickt werden mussten.

Mit der Erstellung des Verlängerungsantrags haben wir auf die Verzögerungen und die sich bietenden Chancen für zusätzliche Auswertungen reagiert, zu denen neben den aufeinanderfolgenden Trockenjahren 2018, 2019 und 2020 auch die 2020 bekannt gewordene (aber erst 2021 veröffentlichte) Transpirationsdatenbank aus dem Sapfluxnet-Netzwerk gehört. Aus den genannten Gründen ergaben sich Anpassungen am Meilensteinplan, die in der folgenden Abbildung 1 dargestellt sind.

Meilensteinplanung

- M01 Kick-off Treffen
- M02 Aufbereitung Stationsdaten DWD bis 2018
- M03 Auswahl Modellsystems Wasserhaushalt
- M04 Aufbereitung und Qualitätssicherung der Validierungsdaten
- M05 Auswahl von Indikatoren für Geländewasserhaushalt
- M06 regionalisierte Klimadaten 250 m Raster bis 2018
- M07 Validierung und Kalibrierung Wasserhaushaltsmodell
- M08 Akquise von Bodendaten für Standorteinheiten
- M09 Festlegung der Indikatoren für Trockenstress und Staunässe
- M10 Ergebnis Wasserhaushalt in den Testregionen (1961-2018)
- M11 regionalisierte Klimaprognosen im Raster 250 x 250 m bis 2100 inklusive Adjustierung (max. 6 Projektionen)
- M12 Sensitivitätsanalyse Klimadaten
- M13 Ergebnis Wasserhaushalt in den Testregionen Klimaprognosen
- M14 regionalisierte Klimadaten im Raster 250 x 250 m) bis 2020
- M15 Transpiration Baumarten
- M16 Ergebnis Wasserhaushalt in den Testregionen bis 2020
- M17 Auswertung Auswirkungen aufeinanderfolgender Trockenjahre
- M18 Bereitstellung Klimadaten für Nowcast und Forecast
- M19 Ende der Abstimmungsphase mit der Forstpraxis
- M20 Fertigstellung digitaler Karten
- M21 Projektbericht und Veröffentlichung der Ergebnisse

2. Stand der Technik

Die Grundlage für die Wasserhaushaltsberechnungen in WHH-KW wurde an der NW-FVA in mehreren Untersuchungen gelegt, die auf (1) die Digitalisierung und Aufbereitung von standortkundlichen Erhebungen, (2) die Regionalisierung von Boden- und Klimadaten, (3) die standortsspezifische Messung von Modellparametern und bodenhydrologischen Validierungsdaten und (4) die Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen gerichtet waren. So werden die drei verschiedenen standortkundlichen Verfahren in den Trägerländern der NW-FVA seit der Fusion des forstlichen Versuchswesens der Länder Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt im Jahr 2006 innerhalb desselben Instituts angewendet und standortkundliche Aufnahmen ausgeschrieben und die in den Jahrzehnten davor erhobenen Profile digitalisiert. Umfassende Vorarbeiten zur Ableitung von Bodeninformationen und der Durchführung von Wasserhaushaltsimulationen für forstliche Standortstypen erfolgten im Waldklimafonds Projekt WP-KS-KW (Ahrends et al. 2016, Benning et al. 2020, Hafner et al. 2017, Schmidt-Walter et al. 2019).

Außer der Standortkunde bestehen auch gute Erfahrungen mit der Verwendung überregionaler Bodenkarten für die Aufbereitung und Regionalisierung bodenkundlicher Daten für den Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen (Heitkamp et al. 2000, 2001, Fleck et al. 2015, Fleck et al. 2016).

Erfahrungen mit der Messung von Bodenwassergehalten und Bodenmatrixpotenzialen liegen seit dem Entstehen des Intensiven Forstlichen Umweltmonitorings im Jahr 1994 und von einigen Flächen auch noch weiter zurückreichend vor. Durch die jährlichen Datenlieferungen an das ICP Forests Messnetz liegen alle Messungen in Datenbanken vor. Die Messtechnik mit Tensiometern und TDR-Sonden hat sich lange nicht grundsätzlich geändert, es sind aber Fehlerquellen beschrieben worden (Whalley et al. 2013, DeVos et al. 2021), durch die diese Zeitreihen nicht ohne Plausibilitätsprüfung eingesetzt werden sollten. Im Rahmen von WHH-KW wurden bodenhydrologische Messwerte nur aus den Jahren ab 2010 zur Modellvalidierung verwendet und diese wurden mit einem dafür konstruierten Programm qualitätsgeprüft.

Das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel und Kennel 2001) wurde an der NW-FVA bald nachdem es zur Verfügung stand, an Daten von Level II-Flächen validiert (Fleck et al. 2010, Fleck et al. 2012, Raspe et al. 2013) und dann wiederholt eingesetzt, um Wasserflüsse und Bodenfeuchten für umfassendere Analysen zu berechnen (Brumme et al. 2021, Wagner et al. 2013, Meesenburg et al. 2016, Thiele et al. 2017, Puhmann et al. 2019). Neben der Access-basierten

Parametrisierungsumgebung von LWF-Brook90 bzw. dem direkten Zugriff auf Steuerdateien wurde dabei in WHH-KW auch das an der NW-FVA entwickelte R-package LWFBrook90R (Schmidt-Walter et al. 2020) für die Ansteuerung des Programms verwendet.

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Die Zusammenarbeit erstreckte sich in WHH-KW fast ausschließlich auf die Zusammenarbeit mit den drei anderen Projektpartnern, da eine enge Abstimmung des Vorgehens in den verschiedenen Länderanstalten der Etablierung eines möglichst einheitlichen Standardverfahrens der Wasserhaushaltsansprache unter Klimawandelbedingungen für die Forstwirtschaft der beteiligten Bundesländer dienen sollte. Aus diesem Grund wurde zwischen den Kooperationspartnern auch ein Kooperationsvertrag über die Verwendung der gemeinsam erarbeiteten Ergebnisse geschlossen.

II. Ergebnisse

1. Erzielte Ergebnisse

Modellauswahl

Als Modellsystem wurde aufgrund der guten Vorerfahrungen und zahlreicher abgeschlossener Vorarbeiten von allen drei Partnern das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel 2001) ausgewählt. Das Modell ist eine Abwandlung des Modells Brook90 (Federer et al. 2003). Im Kern besteht es aus einer Berechnung der klima- und bestandesabhängigen Evapotranspiration mit nachgeschalteter Herleitung der Wasserinfiltration in den Boden und der Matrixpotenziale und Bodenfeuchten von Bodenschichten. Eigene Unterprogramme bestehen für die Strahlungsberechnung, die Schneeakkumulation und –schmelze und die Interzeptionsberechnung.

Täglich simuliert das Modell den Wassergehalt des Bodens (SM), die Evapotranspiration (EVAP) und die Transpiration (TRAN), den Kronendurchlass (TF), die Interzeptionsverluste (INT), die Schneedecke (SNOW) und den Abfluss des Bodenwassers (DF). Es ist prozessbasiert, verwendet hauptsächlich physikalische Gleichungen und wurde erfolgreich auf verschiedene Waldtypen angewendet. Es ist reich an Parametern und bietet detaillierte Simulationen der Evapotranspiration und der Bewegung des Bodenwassers an einem einzigen Ort.

Das Modell berechnet zunächst aus den täglichen Klimadaten zu Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung und Bestandeseigenschaften wie Höhe, Blattflächenindex und Stammflächenindex die potenzielle Evapotranspiration, also den Verdunstungsanspruch der Atmosphäre. Aus der potenziellen Evapotranspiration lässt sich die tatsächliche Verdunstung von der Kronendachoberfläche und von der Bodenoberfläche ableiten, hierzu wird zunächst nur in nasse und trockene Oberflächen unterschieden. Die Verteilung des Verdunstungsanspruchs auf Bodenevaporation und Kronendachverdunstung wird dann nach einer Gleichung von Shuttleworth & Wallace (1985) berechnet, indem jeweils die Prozess-spezifischen Wasserpotenzialgradienten und Verdunstungswiderstände berücksichtigt werden: Die Bodenevaporation hängt dabei vom Wasserpotenzial der obersten Bodenschicht, dem Klima an der Bodenoberfläche, dem Nachleitungswiderstand für Wasser aus tieferen Bodenschichten und dem aerodynamischen Widerstand zur Bestandesoberkante ab. Bei der Kronendachverdunstung wird unterschieden in die Interzeptionsverdunstung des oberflächlich anhaftenden Wassers (hier werden nur Klimabedingungen und aerodynamischer Widerstand benötigt) und die Transpirationsverdunstung des durch die Pflanze zum Blatt geleiteten Bodenwassers. Bei der Transpirationsverdunstung werden neben dem Wasserpotenzialgradient zwischen jeder Bodenschicht und dem Kronendach auch der stomatäre Widerstand, die Xylemleitfähigkeit und der aerodynamische Widerstand vom Blatt zur Bestandesoberkante berücksichtigt. Die Niederschläge, die aufgrund der Verdunstungsberechnung nicht verdunsten, erreichen früher oder später die oberste Bodenschicht und werden gemäß der Richards-Gleichung für Sickerströmungen in tiefere Bodenschichten weitergegeben oder aber dem oberirdischen Abfluss zugerechnet, so dass sich auch die Matrixpotenziale und Bodenwassergehalte der Bodenschichten und die Grundwasserspende berechnen lassen. Die Interzeptionsraten werden in Abhängigkeit von den artspezifischen Benetzungseigenschaften des Kronenachs berechnet.

Weil das Wasserpotenzial der Bodenschichten sehr von der jeweiligen Bodenwasserbindung und damit von der Korngrößenzusammensetzung abhängt, wird schnell deutlich, dass eine möglichst gute Datengrundlage zu den vorhandenen Bodenschichten entscheidend für die Transpirationsberechnung ist. Das gilt insbesondere auch, wenn Trockenstressindikatoren die klimatisch bedingte potenzielle Transpiration und die durch den Wasserpotenzialgradienten bedingte aktuelle Transpiration als Berechnungsgrundlage haben. Eine weitere Einschränkung bei der Verwendung von LWF-Brook90 ist die Tatsache, dass laterale Geländeabflüsse und -zuflüsse nicht quantitativ berücksichtigt werden können.

Die im Modell selbst nicht vorgesehene Berücksichtigung des wurzelerreichbaren Grundwassers durch kapillaren Aufstieg konnte im Rahmen des Projekts programmiert werden, ebenso wurden Parametrisierungsroutinen, die Initialisierung von Parallelrechnungen und die Zusammenfassung der umfassenden Modellausgaben zu bedeutsamen Ergebnissen auf der Ebene von Testregionen und Baumarten in R programmiert.

auswirken. Unter der Annahme, dass die „Festen Parameter“ nicht verändert werden, handelt es sich hierbei um die in der Tabelle 1 zusammengestellten Parameter, mit zugehörigen von Federer (2019) empfohlenen Wertebereichen.

Tab. 1: Kalibrierungsparameter bei Brook90 mit zugehörigen Wertebereichen (Federer 2019). Durch die Gruppenzuordnung wird beschrieben, ob es sich um einen Parameter handelt, der die Abflussmenge (Menge) oder den zeitlichen Verlauf (Timing) beeinflusst.

Parameter	Beschreibung (Standardwert)	Min.	Max.	Einheit	Gruppe
RSTEMP	Basistemperatur für den Schnee-Regen-Phasenübergang (-0,5)	-5	3	°C	Timing
DURATN	Mittlere Niederschlagsdauer an Niederschlagstagen (monatsweise: 4,4,4,4,4,4,4,4,4,4,4)	2	8	h	Menge
MELFAC	Temperatursummenbezogener Schneeschmelzfaktor (1,5)	k.A.	k.A.	MJ m ⁻² d ⁻¹ K ⁻¹	Timing
KSNVP	Schnee-Evaporationsreduktionsfaktor (0,3)	0,2	1,0	-	Menge
GLMAX	max. stomatäre Leitfähigkeit (0,0053)	0.002	0.02	m/s	Menge
MXKPL	Maximale Leitfähigkeit im Baum (8)	5	30	mm d ⁻¹ MPa ⁻¹	Menge
MXRTLN	maximale Feinwurzellänge pro Fläche (3600)	100	6000	m m ⁻²	Menge
ILAYER	Anzahl Schichten, über die die Infiltrationsrate verteilt wird (1)	Profil-abhängig		mm	Timing
QLAYER	Anzahl Bodenschichten zur Bestimmung oberirdischen Abflusses (0)	Profil-abhängig		mm	Timing
INFEXP	Tiefenverteilungsexponent für die Infiltrationsrate (0)	0	2	-	Timing
QFPAR	Anteil des Wassergehalts zwischen Feldkapazität und Sättigung, bei dem der schnelle Abfluss 1 ist (1)	0,2	5	-	Timing
QFFC	Anteil des schnellen Abflusses bei Feldkapazität (0)	0	0,3	-	Timing
GSC	Anteil des Grundwasserspeichers, der täglich abfließt oder tiefenversickert (0)	0	0,5	-	Timing

Im Rahmen von WHH-KW wurde in den meisten Fällen bewusst auf eine optimierte Kalibrierung an die Situation von Einzelstandorten verzichtet: Insbesondere bei den Kalibrierungsparametern, die sich auf den schnellen Abfluss (oberirdisch oder durch Macroporen) beziehen, liegen nicht genügend genaue Daten für die Kalibrierung der häufig sehr sensitiven Parameter vor (z.B. der Macroporenfluss ist nicht direkt messbar).

Standortparameter

Der einzige Parameter, der für den geografischen Standort spezifisch ist, ist **LAT**, der geographische Breitengrad in Grad [° N] für Globalstrahlungsberechnungen. Negative Werte werden in der südlichen Hemisphäre verwendet. Die Steigung des Standortes **ESLOPE** [°] wird für die Nettostrahlung und Schneeschmelze verwendet. **ASPECT** [° Abweichung von Norden (über Osten)] wird ebenfalls in Strahlungsberechnungen verwendet. Wenn ESLOPE = 0 ist, wird ASPECT ignoriert. Die Parameter wurden jeweils aus einem digitalen Höhenmodell (DEM) abgeleitet. Für die monatsdurchschnittliche Dauer des Niederschlags an Niederschlagstagen (**DURATN**, Std.) ist ein Wert von 4 für alle Monate eine zufriedenstellende Näherung (Federer 2019), die in den meisten Studien verwendet wird. Bei Markart et al. (2012) erfolgt demgegenüber die Verwendung von monatspezifischen Werten zwischen 2 bis 5. Auch bei Breitenberger et al. (2017) wird in den

Sommermonaten mit einem Wert von 2 gearbeitet. Eigene Prüfungen an den zeitlich hochaufgelösten Niederschlagsdaten der nordwestdeutschen Intensivmonitoringflächen (vgl. Kalibrierung der Interzeptionsparameter) bestätigten die Festlegung auf 4 Stunden in allen Monaten.

Für Wälder kann der Parameter **RELHT** (f) auf 1 gesetzt werden, da die Baumhöhe über das Jahr nicht variiert. **RELLAI** (f) ist ein Multiplikator von MAXLAI und ermöglicht es, den Blattflächenindex (LAI) im Jahresverlauf durch Blattaustrieb und Streufall dynamisch abzubilden. Entsprechend wird neben dem MAXLAI auch ein WINTERLAI für die Minimalbelaubung in der Nichtvegetationszeit benötigt. Dieser kann mit Hilfe der Umsatzrate von Blättern und Nadeln baumartenspezifisch ermittelt werden. Angaben hierzu finden sich z.B. im Präprozessor GrowUp für das bodenchemische Simulationsmodell VDS+ (Bonten et al. 2016). Hieraus ergeben sich WINTERLAI-Faktoren für Fichtenbestände von 0.8 und für Kieferbestände von 0.5 für die vom Projekt WHH-KW betroffenen Breitengrade. Dieser Wertebereich deckt sich gut mit anderen Literaturangaben (Agren et al. 2008).

Schneeparameter

Literaturangaben zu Parameterwerten mit denen die Schneeschmelze abgebildet werden kann (**RSTEMP** & **MELFAC**) sind der Tabelle 2 zu entnehmen.

Tab. 2: Parameter zur Beschreibung der Schneeschmelze bei B90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
RSTEMP	Basistemperatur für den Schnee-Regen-Phasenübergang	(°C)	-0.5	Federer 2019
			-0.5	Thiele et al. 2017
			-0.5	Lopes & Vogl 2008
			-0.5	Groh 2011
			-0.5	Breitenberger 2017
MELFAC	Temperatursummenbezogener Schneeschmelzfaktor	MJ m ⁻² d ⁻¹ K ⁻¹	1.50	Federer 2019
			1.50	Lopes & Vogl 2008
			1.41	Bencokova et al. 2011
			2.00	Bencokova et al. 2011
			1.5	Thiele et al. 2017
			1.5	Groh 2011
			1.5	Breitenberger 2017

Infiltrationsparameter

IDEPH ist die Tiefenverteilung der Infiltration (mm) und bestimmt somit die Anzahl der Bodenschichten, über die die Infiltration verteilt wird, wenn INFEXP größer als 0 ist.

INFEXP ist ein dimensionsloser Exponent, der die Verteilung von infiltriertem Wasser mit der Tiefe bestimmt. Wenn INFEXP = 0, erfolgt die gesamte Infiltration über die oberste Bodenschicht und es liegt ein klassischer Matrixfluss vor. Durch die Erhöhung von INFEXP wird der makroporengestützte Anteil der Infiltration erhöht und die Infiltration folgt einer exponentiellen Tiefenverteilung. Bei INFEXP = 1 erfolgt eine gleichmäßige Verteilung des Wassers auf alle durch IDEPTH für die Infiltration ausgewiesenen Bodenschichten. Aus INFEXP > 1 resultiert, dass mehr Wasser über die unteren als über die oberen Schichten infiltriert wird. Bei klassischem Matrixfluss wird dieser Parameter i.d.R. auf Null gesetzt.

IMPERV ist der Anteil der Bodenoberfläche, der undurchlässig ist. Der Anteil des Wassers, der diesen Bereich erreicht, geht somit direkt als SRFL (vgl. Abb. 1) in den Oberflächenabfluss über. In Wassereinzugsgebieten muss dieser Parameter mindestens den Flächenanteil des abfließenden Gewässers einnehmen. Ein empfohlener Standardwert ist 0.01 (Federer 2019) der auch in einigen Studien verwendet wird (Lopes & Vogl 2008). Bei der Simulation auf Plot- / Bestandesebene wird i.d.R. ein Wert von Null verwendet (z.B. Thiele et al. 2017).

Tab. 3. Infiltrationsparameter (INDEPTH & INFEXP) bei B90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
INDEPTH	Infiltrationstiefe	mm	0,0	Thiele et al. 2017
			3,0	Katzensteiner 2000
			2,0	Katzensteiner 2000
			1,0	Katzensteiner 2000
			1,0	Katzensteiner 2000
			1000	Breitenberger 2017
INFEXP	Tiefenverteilung Infiltration	-	0,0	Thiele et al. 2017
			1	Katzensteiner 2000
			1	Katzensteiner 2000
			0	Katzensteiner 2000
			0	Katzensteiner 2000
			1	Breitenberger 2019
			0.5	Groh 2011
			0.3	Lopes & Vogl. (2008)

Tab. 4. Anteil der undurchlässigen Bodenoberfläche (IMPERV) bei B90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
IMPERV	Anteil der undurchlässigen Bodenoberfläche	-	0,00	Thiele et al. 2017
			0,00	Katzensteiner 2000
			0,00	Katzensteiner 2000
			0,30	Katzensteiner 2000
			0,10	Katzensteiner 2000
			0.01	Lopes & Vogl 2008
			0.01	Breitenberger 2017
			0.00	Groh 2011

BYPAR ist entweder 1, um den präferenziellen Fluss (schneller Wassertransport in Makro-/Sekundärporen) zuzulassen, oder 0, um dies zu verhindern (klassischer Matrixfluss). Wenn BYPAR 1 ist, wird ein Anteil der Infiltration in jede Schicht sofort separat abgeleitet, um den schnellen Wassertransport in den Makroporen zu simulieren. Der jeweilige Anteil hängt von **QFFC** und **QFPAR** ab. Dies sind die gleichen Parameter, die zur Bestimmung des Oberflächenabflusses verwendet werden. Daher wird von der Simulation mit BYPAR = 1 und QDEPTH > 0 abgeraten. Werden BYPAR = 0 und QDEPTH = 0 gesetzt, werden QFFC und QFPAR ignoriert. Im Modell bestimmt **QLAYER** die Schichtanzahl, die bei der Ermittlung des Oberflächenabflusses berücksichtigt werden. Um Oberflächenabfluss für Waldbestände gänzlich zu unterbinden, werden IMPERV und QLAXER auf Null gesetzt.

In den meisten Studien wird klassischer Matrixfluss angenommen. Für den Fall, dass für einzelne Standorte aus nachvollziehbaren Gründen mit präferenziellem Fluss gearbeitet werden muss, zeigt die Tabelle 5 den häufig verwendeten Wertebereich.

Tab. 5: Parameter zur Beschreibung des präferenziellen Flusses bei B90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
QFFC	Anteil des schnellen Abflusses bei Feldkapazität	-	0,3	Vilhar et al. 2010
			0,2	Vilhar & Simoncic 2012
			0,5	Vilhar et al. 2010
			0,25	Vilhar & Simoncic 2012
			0.2	Lopes & Vogl 2008
			0.47	Vilhar 2016
			0.50	Vilhar 2016
			0.2	Breitenberger 2017
			0.66	Groh 2011
			0.74	Groh 2011
QFPAR	Anteil des Wassergehalts zwischen Feldkapazität und Sättigung bei dem der schnelle Abfluss 1 ist.	-	0.3	Lopes & Vogl 2008
			1.0	Katzensteiner 2000
			1.0	Katzensteiner 2000
			0.3	Katzensteiner 2000
			0.3	Katzensteiner 2000
			0.3	Breitenberger 2017
			0.5	Groh 2011

Für flächenhafte Modellanwendungen scheint es schwierig präferenzielle Wasserflüsse in groben Bodenstrukturen (Regenwurm-, Wurzelröhren, Schrumpfrisse usw.) zu berücksichtigen. Diese sind schon für intensiv untersuchte Flächen nur sehr schwer mit unabhängig messbaren Parametern abzubilden (Hammel & Kennel 2001). Für einen klassischen Matrixfluss im Boden sind die Parameterwerte der Tab. 6 anzuwenden.

Tab. 6: Parameter zur Beschreibung des klassischen Matrixflusses mit Brook90.

Parameter	Einheit	Wert
ILAYER	-	0,0
INFEXP	-	0,0
IMPERV	-	0,0
BYPAR	-	0,0
QLAYER	-	0,0
QFPAR	-	1,0
QFFC	-	0,0

Abflussparameter

LENGTH ist die Neigungslänge zur Berechnung des hangparallelen Abflusses. Hier wird in der Literatur i.d.R. mit einem Wert von 100 m gearbeitet.

DSLOPE ist die Hangneigung zur Berechnung des hangparallelen Abflusses. Wenn entweder DSLOPE oder LENGTH gleich 0 sind, gibt es keinen hangparallelen Abfluss.

DRAIN ist ein Multiplikator des vertikalen Flusses von der untersten Bodenschicht zum Grundwasser. Ein Wert von DRAIN = 1 bewirkt eine vertikale Drainage unter freien

Schwerkraftbedingungen. DRAIN = 0 verhindert das Abfließen aus der Bodensäule in das Grundwasser. Werte zwischen 0 und 1 können ebenfalls verwendet werden.

GSC ist der Anteil des Grundwasserspeichers (GWAT), der täglich in den Grundwasserstrom und die Tiefenversickerung (SEEP) überführt wird. Wenn mit Grundwasser simuliert wird, sollte der GSC-Parameter einen Anteil von 0,1 d⁻¹ oder weniger haben. Wenn GSC = 0 ist, gibt es keinen Grundwasserspeicher, und die gesamte vertikale Entwässerung aus dem Bodenprofil wird direkt zur Versickerung gerechnet.

GSP ist der Anteil des Grundwassers, der in tiefe Zonen versickert und nicht abflusswirksam wird. Wenn GSP = 0 gesetzt wird, wird GSP auf den vertikalen Abfluss der untersten Bodenschicht angewendet.

Für freie Versickerung auf nicht grundwasserbeeinflussten Standorten sollte DRAIN = 1 und GSC und GSP auf 0 gesetzt werden (vgl. Lopes & Vogl 2008, Thiele et al. 2017).

Vegetation und Bestandesparameter

Albedo (ALB & ALBSN)

Die Tab. 7 zeigt, dass in den meisten Studien die von Federer et al. (2003) vorgeschlagenen Standardwerte, differenziert nach Laub- und Nadelwäldern, für die Albedo verwendet wurden. Im Review von Breuer et al. (2003) ergeben sich im Mittel etwas größere Differenzen zwischen Laub- und Nadelbäumen. Insgesamt zeigt sich jedoch eine recht gute Übereinstimmung.

Tabelle 7: Albedo mit und ohne Schneebedeckung bei Brook90 Anwendungen bei Nadelwäldern (NW), Laubwäldern (LW), Mischwäldern (MW), Fichten- (FI), Kiefern- (KI), Buchen- (BU), Eichen- (EI), Eschen- (ES) Buchen-Lärchen-Misch- (BU-LÄ), Kiefer-Buchen-Misch- (KI-BU) und Korkkiefer-Misch- (KK) Beständen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
ALB	Albedo ohne Schnee	-	NW	0.14	Federer et al. 2003
			NW	0.14	Carr & Loague 2012
			FI	0.14	Thiele et al. 2017
			FI	0.14	Schmidt-Walter et al. 2019
			FI	0.14	Groh 2011
			FI	0.07	Bencokova et al. 2011
			FI	0.15	Bencokova et al. 2011
			FI	0.14	Ahrends et al. 2010
			FI	0.14	Panferov et al. 2009
			FI	0.14	Katzensteiner 2000
			FI	0.14	Katzensteiner 2000
			FI	0.23	Katzensteiner 2000
			FI	0.10	Markart et al. 2012
			FI	0.14	Von Wilpert et al. 2016
			KI	0.14	Bauwe et al. 2012
			KI	0.14	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.14	Breitenberger 2017
			KI	0.14	Panferov et al. 2009
			KI	0.14	Von Wilpert et al. 2016
			LW	0.18	Federer et al. 2003
BU	0.18	Schmidt-Walter et al. 2019			
BU	0.18	Breitenberger 2017			

			BU	0.18	Schwab 2013
			BU	0.18	Groh 2011
			BU	0.20	Markart et al. 2012
			BU	0.18	Katzensteiner 2000
			BU	0.18	Von Wilpert et al. 2016
			EI	0.18	Von Wilpert et al. 2016
			ES	0.18	Swanson & Rothwell (2001)
			MW	0.18	Combalicer et al. 2008
			MW	0.16	Von Wilpert et al. 2016
			BU-LÄ	0.20	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.08	Markart et al. 2012
			KK	0.25	Combalicer et al. 2010
ALBSN	Albedo mit Schnee auf dem Boden	-	NW	0.14	Federer et al. 2003
			FI	0.14	Thiele et al. 2017
			FI	0.14	Schmidt-Walter et al. 2019
			FI	0.14	Panferov et al. 2009
			FI	0.14	Groh 2011
			FI	0.44	Bencokova et al. 2011
			FI	0.18	Bencokova et al. 2011
			FI	0.14	Ahrends et al. 2010
			FI	0.10	Markart et al. 2012
			FI	0.14	Von Wilpert et al. 2016
			KI	0.14	Panferov et al. 2009
			KI	0.14	Breitenberger 2017
			KI	0.14	Von Wilpert et al. 2016
			LW	0.23	Federer et al. 2003
			BU	0.23	Schmidt-Walter et al. 2019
			BU	0.23	Groh 2011
			BU	0.23	Breitenberger 2017
			BU	0.23	Schwab 2013
			BU	0.23	Ahrends et al. 2010
			BU	0.5	Markart et al. 2012
			BU	0.23	Von Wilpert et al. 2016
			EI	0.23	Von Wilpert et al. 2016
			MW	0.23	Combalicer et al. 2008
			MW	0.21	Von Wilpert et al. 2016
			BU-LÄ	0.25	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.20	Markart et al. 2012
			KK	0.1	Combalicer et al. 2010

Korrekturfaktor zur Reduktion der Schneeevaporation (KSNVP)

KSNVP ist ein Korrekturfaktor für die Schneeevaporation (SNVP), um deren Wert erheblich zu reduzieren. Dies ist der einzige willkürliche nicht physikalische begründete Parameter in Brook90 der benötigt wird, da der aerodynamische Widerstand von Shuttleworth-Gurney (1990), korrigiert um den Stammflächenindex, viel zu niedrig ist, um eine realistische Schneeevaporation für Wälder zu ermitteln. Sollte in Zukunft mit einem anderen SAI (nicht der projizierte, vgl. Weis et al. 2012) gearbeitet werden, kann es auf der anderen Seite notwendig sein, dass dieser Parameter angepasst werden muss.

Tab. 8: Korrekturfaktor zur Reduktion der Schneeevaporation (KSNVP) bei Brook90 Anwendungen (Baumarten wie in Tab. 7).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
KSNVP	Reduktion der Schneeevaporation	-	FI	0.30	Thiele et al. 2017
			FI	0.46	Bencokova et al. 2011
			FI	0.21	Bencokova et al. 2011
			FI	0.10	Markart et al. 2012
			FI	0.30	Groh 2011
			KI	0.30	Breitenberger 2017
			KI	0.30	Lopes & Vogl 2008
			BU	0.30	Breitenberger 2017
			BU	0.58	Markart et al. 2012
			BU	0.30	Groh 2011
			MW	0.30	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	0.29	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.20	Markart et al. 2012
KK	0.30	Combalicer et al. 2010			

Tab. 9: Rauigkeitslänge der Bodenoberfläche bei Brook90 Anwendungen (Baumarten s. Tab. 7).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
ZOG	Rauigkeitslänge	m	NW	0.02	Federer et al. 1996
			FI	0.02	Thiele et al. 2017
			FI	0.02	Markart et al. 2012*
			KI	0.02	Breitenberger 2017
			LW	0.02	Federer et al. 1996
			BU	0.02	Markart et al. 2012*
			BU	0.02	Breitenberger 2017
			MW	0.02	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	0.02	Markart et al. 2012*
			KI-BU	0.02	Markart et al. 2012*
			KK	0.02	Combalicer et al. 2010

*Verdacht auf einen Druck-/Übertragungsfehler bei den im Original angegebenen 0.2 m. Laut Federer (2019) soll dieser Parameter ja nur wenige Zentimeter betragen!

Rauhigkeitslänge der Bodenoberfläche unterhalb des Bestandes (Z0G)

Z0G ist der Rauheitsparameter der Bodenoberfläche unter dem Kronendach des Bestandes. Er steuert die Menge der turbulenten Austausches an der Bodenoberfläche und somit die Evaporation des Bodens. Er sollte in der Größenordnung von wenigen Zentimetern liegen. Da der Parameter ohnehin wenig sensitiv ist, wird i.d.R. ein Standardwert von 0.02 m verwendet.

Max. Bestandeshöhe innerhalb des Jahresgangs (MAXHT)

MAXHT ist die maximale Höhe innerhalb des Jahres. Sie beschreibt die durchschnittliche Höhe der Bäume des Bestandes. Die tatsächliche Höhe ergibt sich aus: $MAXHT * RELHT - \text{Schneehöhe}$. Wenn $MAXHT < 0,01$ m ist, wird der Parameter auf 0,01 m gesetzt. Als MAXHT können z.B. die gemessenen Hg-Werte der Inventuren auf den Level II-Flächen verwendet werden.

Max. Blattflächenindex (MAXLAI)

MAXLAI ist der maximale Blattflächenindex. Der aktuelle Blattflächenindex zu einem bestimmten Tag im Jahr ergibt sich aus $LAI = MAXLAI * RELLAI * DENSEF$, wobei die Standortparameter RELLAI und DENSEF die phänologische Entwicklung im Jahreslauf und die Nutzung von Bäumen durch Entzüge beschreiben. Schätzmodelle für den LAI sind bei Ahrends et al. (2018) zusammengestellt und evaluiert, auf den Level II-Flächen liegen auch LAI-Messungen vor.

Tab. 10: Maximale Pflanzenleitfähigkeit bei Brook90 Anwendungen (Baumarten s. Tab. 7).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
MXKPL	Wasserleitfähigkeit im Baum	$\text{mm d}^{-1} \text{MPa}^{-1}$	NW	8.0	Federer 2019
			NW	30.0	Carr & Loague 2012*
			FI	8.0	Thiele et al. 2017
			FI	0.95	Peters et al. 2011
			FI	8.91	Bencokova et al. 2011
			FI	7.76	Bencokova et al. 2011
			FI	8.0	Groh 2011
			FI	8.0	Markart et al. 2012
			KI	8.0	Lopes & Vogl 2008
			KI	7.6	Peters et al. 2011
			KI	8.0	Breitenberger 2017
			LW	8.0	Federer 2019
			BU	8.0	Markart et al. 2012
			BU	5.5	Holst et al. 2010
			BU	3.0	Peters et al. 2011
			BU	8.0	Schwab 2013
			BU	8.0	Groh 2011
			BU	8.0	Breitenberger 2017
			EI	6.4	Peters et al. 2011
			MW	15.0	Combalicer et al. 2008
BU-LÄ	8.0	Markart et al. 2012			
KI-BU	8.0	Markart et al. 2012			
KK	15.0	Combalicer et al. 2008			
k.A.	8.0	Canfield & Lopes 2000			

*: es wird unterstellt, dass die in der Quelle angegebene Einheit (ms^{-1}) falsch eingetragen wurde.

Stammflächenindex (SAI)

SAI ist der projizierte Stammflächenindex. Der Stammflächenindex (SAI) bestimmt zusammen mit dem Blattflächenindex die während eines Niederschlagsereignisses benetzbare Oberfläche im Bestand und beeinflusst damit die im Wasserhaushaltsmodell berechnete Interzeptionsverdunstung. Die Werte bei geschlossenem Kronendäch liegen häufig zwischen 0,5 und 1 (Federer 2019). Von Wilpert et al. (2016) verwendeten einheitlich für alle Baumarten einen SAI von 1. Schwärzel et al. (2009) geben für einen Buchen- und einen Fichtenbestand Indizes von 0,94 und 1,43 m² m⁻² an. Eigene Messungen von 11 Level II-Flächen liegen zwischen 0,63 und 1,65 m² m⁻².

Maximale Leitfähigkeit des Wassers in der Pflanze (MXKPL)

MXKPL ist die maximale Wasserleitfähigkeit innerhalb der Pflanzen. Die reale Leitfähigkeit ist MXKPL, multipliziert mit dem Parameter RELHT und dem Parameter DENSEF. Ein Wert von 8 mm d⁻¹ MPa⁻¹ wird häufig verwendet und ist weit verbreitet. Durch die Verringerung von MXKPL wird das Bodenwasser weniger verfügbar und somit ergibt sich insbesondere bei hohen Bodenwassergehalten eine geringere aktuelle Transpiration.

Maximale Länge der Feinwurzeln pro Flächeneinheit (MXRTLN)

MXRTLN ist die Gesamtlänge der feinen Wurzeln pro Bodenfläche. Die Gesamtwurzellänge pro Flächeneinheit (RTLN) ist MXRTLN, reduziert um den Parameter RELHT und den Parameter DENSEF. RTLN wird zur Berechnung des Rhizosphärenwiderstands verwendet und ist nur von größerer Bedeutung, wenn der Boden trocken ist oder eine sehr spärliche Wurzelintensität anzutreffen ist.

Tab. 11: Maximale Länge der Feinwurzeln bei Brook90 Anwendungen (Baumarten s. Tab. 7)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
MXRTLN	Feinwurzellänge	m/m ²	NW	3100	Federer et al. 2003
			FI	3100	Thiele et al. 2017
			FI	3100	Panferov et al. 2000
			FI	3700	Markart et al. 2012
			FI	2719	Bencokova et al. 2011
			FI	2073	Bencokova et al. 2011
			FI	3100	Ahrends et al. 2010
			FI	3000	Groh 2011
			KI	3000	Breitenberger 2017
			KI	3000	Bauwe et al. 2012
			KI	3000	Lopes & Vogl 2008
			KI	3100	Panferov et al. 2009
			LW	3000	Federer et al. 2003
			BU	4000	Markart et al. 2012
			BU	3000	Schwab 2013
			BU	3000	Ahrends et al. 2010
			BU	3000	Groh 2011
			BU	3000	Breitenberger 2017
			MW	3500	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	7200	Markart et al. 2012
			KI-BU	4000	Markart et al. 2012
			KK	4000	Combalicer et al. 2010

Die höhere Feinwurzellänge für Mischwälder erfolgt auch in Anlehnung an die Ergebnisse von Bolte & Villanueva (2006). Auf der anderen Seite muss auch beachtet werden, dass sich z.B. bei Meinen et al. (2009) in Beständen mit unterschiedlicher Biodiversität allein durch die Baumartenmischung keine Effekte auf die Feinwurzelmasse oder die vertikale Wurzelverteilung ergaben.

Anteil des Pflanzenwiderstandes im Xylem (FXYLEM)

FXYLEM ist der Anteil des Pflanzenwiderstandes im (oberirdischen) Xylem, der Rest des Pflanzenwiderstandes ist der Wurzelrindenwiderstand. Das Erhöhen dieses Parameters verringert die Abhängigkeit der Wasseraufnahme von der Wurzeldichte in der Bodenschicht und ergibt somit eine gleichmäßigere Tiefenverteilung des Wasserbedarfes für die Transpiration. Wenn FXYLEM = 1 eingegeben wird, wird dieser auf 0,99 zurückgesetzt.

Tab. 12. Maximale Wasserleitfähigkeit bei Brook90 Anwendungen (Baumarten s. Tab. 7)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
FXYLEM	Wasserleitfähigkeit	mm d ⁻¹ MPa ⁻¹	NW	0.50	Federer 2019
			NW	0.25	Carr & Loague 2012
			FI	0.50	Thiele et al. 2017
			FI	0.50	Groh 2011
			FI	0.50	Markart et al. 2012
			KI	0.50	Breitenberger 2017
			LW	0.50	Federer 2019
			BU	0.50	Schwab 2013
			BU	0.50	Groh 2011
			BU	0.48	Markart et al. 2012
			BU	0.50	Breitenberger 2017
			MW	0.60	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	0.44	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.40	Markart et al. 2012
			KK	0.50	Combalicer et al. 2010

Kritisches Blattwasserpotential (PSICR)

BROOK90 geht davon aus, dass die Transpiration tagsüber durch die potenzielle Transpiration begrenzt ist, solange das Wasserpotenzial der Pflanze über PSICR liegt. Wenn das Pflanzenwasserpotential dem PSICR entspricht, ist die Transpiration durch das Pflanzen- und Bodenpotential und die Leitfähigkeit begrenzt. Nach Federer (2019) variiert PSICR für die meisten Pflanzenarten von -1,5 bis -3,0 MPa. Im Review von Czajkowski et al. (2009) sind baumartenspezifische Grenzwerte für einen beginnenden Leitfähigkeitsverlust zusammengestellt.

Tab. 13: Kritisches Blattwasserpotential bei Brook90 Anwendungen (Baumarten s. Tab. 7)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
PSICR	Kritisches Blattwasserpotential	MPa	NW	-2.0	Carr & Loague 2012
			FI	-3.5	Markart et al. 2012
			FI	-2.2	Peters et al. 2011
			FI	-2.0	Thiele et al. 2017
			FI	-3.5	Ahrends et al. 2010
			FI	-2.0	Groh 2011
			FI	-4.5	Panferov et al. 2009
			KI	-2.0	Bauwe et al. 2012
			KI	-1.5	Peters et al. 2011
			KI	-2.0	Breitenberger 2017
			KI	-5.3	Panferov et al. 2009
			BU	-1.9	Holst et al. 2010
			BU	-2.2	Peters et al. 2011
			BU	-1.9	Vilhar 2016
			BU	-2.0	Schwab 2013
			BU	-2.6	Ahrends et al. 2010
			BU	-1.9	Vilhar 2016
			BU	-5.0	Breitenberger 2017
			BU	-2.0	Groh 2011
			EI	-3.0	Peters et al. 2011
			MW	-2.0	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	-2.2	Markart et al. 2012
			KI-BU	-3.2	Markart et al. 2012
WE-BU	-1.9	Vilhar et al. 2010			
WE-BU	-1.9	Vilhar & Simoncic 2012			
KK	-2.0	Combalicer et al. 2010			

Tab. 14: Deskriptive Statistik für das kritische Blattwasserpotential und die empfohlenen Werte (EWB WHH-KW) nach dem Review von Czajkowski et al. (2009). Baumarten: Fichte (FI), Kiefer (KI), Buche (BU), Douglasie (DGL), Stieleiche (SE), Traubeneiche (TE), Roteiche (RE)

Baumart	Kategorie	Mittel	Median	Stabw.	Min	Max	Anzahl
FI	Literatur B90	-2.95	-2.85	1.0368	-4.5	-2.0	6
KI	Literatur B90	-2.70	-2.00	1.7493	-5.3	-1.5	4
BU	Literatur B90	-2.44	-2.00	1.0623	-5.0	-1.9	8
FI	EWB WHH-KW	-2.0			-3.0	-1.5	
KI	EWB WHH-KW	-2.5			-3.5	-1.5	
DGL	EWB WHH-KW	-2.5			-3.5	-1.5	
BU	EWB WHH-KW	-2.0			-3.0	-1.5	
SE	EWB WHH-KW	-2.0			-3.0	-1.5	
TE	EWB WHH-KW	-2.5			-3.5	-1.5	
RE	EWB WHH-KW	-1.5			-2.5	-1.0	

Maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX)

Ein weiterer sensitiver physiologischer Parameter ist die maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX, Wellpott et al. 2005), da von ihr die potentielle Evapotranspiration abhängig ist. Von Federer et al. (2003) wird ein Wert von 0.0053 m s^{-1} empfohlen. Mit diesem Wert wurde auch in zahlreichen Modellstudien mit Brook90 gearbeitet. Nach White et al. (2000) hat es drei Reviews gegeben (Kelliher et al. 1995, Körner 1995, Schulze et al. 1994), die alle zu dem Ergebnis gekommen sind, dass sich keine signifikanten pflanzenspezifischen Unterschiede nachweisen lassen und ein mittlerer Wert von 0.006 m s^{-1} angegeben werden kann. Demgegenüber ergeben sich aus den Review von Breuer et al. (2003) insbesondere für Nadelbäume im Mittel um den Faktor 3 geringere Leitfähigkeiten. Ein entsprechendes Verhältnis ergibt sich auch in etwa aus dem Review von Hoshika et al. (2017). Dass die Werte in Breuer et al. (2003) erheblich unter denen von Hoshika et al. (2017) liegen, ist dadurch zu erklären, dass bei Breuer et al. (2003) durchschnittliche Leitfähigkeiten betrachtet werden. Entsprechend darf die absolute Größenordnung der Werteangaben nicht direkt mit den Werten anderer Studien verglichen werden. Der Unterschied zwischen Laub- und Nadelbäumen lässt sich mit der Lebensdauer des Laubes begründen. Kurzlebige Blätter haben demnach eine höhere Leitfähigkeit als die mehrjährigen Nadeln (Hoshika et al. 2017).

Tab. 15: Maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX in m/s) bei Brook90 Anwendungen. Baumarten gemäß Tab. 7, außerdem Tannen-Buchen-Mischbestände (TA-BU)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
GLMAX	Maximale Blattleitfähigkeit	m/s	NW	0.0053	Federer et al. 2003
			NW	0.0053	Carr & Loague 2012
			FI	0.0053	Peters et al. 2011
			FI	0.0060	Thiele et al. 2017
			FI	0.0040	Armbruster et al. 2004
			FI	0.0053	Armbruster et al. 2004
			FI	0.0078	Bencokova et al. 2011
			FI	0.0072	Bencokova et al. 2011
			FI	0.0053	Ahrends et al. 2010
			FI	0.0015	Markart et al. 2012
			FI	0.0053	Panferov et al. 2009
			FI	0.0099	Groh 2011
			KI	0.0053	Bauwe et al. 2012
			KI	0.0100	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.0049	Peters et al. 2011
			KI	0.0063	Wellpott et al. 2005
			KI	0.0053	Panferov et al. 2009
			KI	0.0200	Breitenberger 2017
			LW	0.0053	Federer et al. 2003
			BU	0.0021	Holst et al. 2010
			BU	0.0045	Peters et al. 2011
			BU	0.0080	Breitenberger 2017
			BU	0.0053	Armbruster et al. 2004
BU	0.0053	Armbruster et al. 2004			
BU	0.0053	Vilhar 2016			

			BU	0.0053	Vilhar 2016
			BU	0.0050	Schwab 2013
			BU	0.0053	Ahrends et al. 2010
			BU	0.0020	Markart et al. 2012
			BU	0.0040	Groh 2011
			BU	0.0099	Groh et al. 2013
			BU	0.0045	Groh et al. 2013
			BU	0.0045	Groh et al. 2013
			EI	0.0053	Peters et al. 2011
			MW	0.0053	Combalicer et al. 2008
			TA/BU	0.0053	Vilhar et al. 2010
			TA/BU	0.0053	Vilhar & Simoncic 2012
			BU-LÄ	0.0022	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.0015	Markart et al. 2012
			KK	0.0053	Combalicer et al. 2010

Tab. 16: Deskriptive Statistik und empfohlene Werte für die maximale Blattleitfähigkeit (gl_{max} in m/s). Baumarten s. Tab. 7, außerdem Stieleiche/Traubeneiche (SEI/TEI).

Bestandestyp	Kategorie /Quelle	Mittel	Median	Stabw.	Min	Max	Zahl
NW	Literatur B90	0.0067	0.0053	0.0039	0.0015	0.02	18
NW	White et al. 2000	0.0060					
NW	Hoshika et al. 2017	0.0026		0.0011			36
KI	Hoshika et al. 2017	0.0050	0.0046	0.0023	0.0029	0.0079	4
FI	Hoshika et al. 2017	0.0021	0.0021	0.0011	0.0013	0.0029	2
DGL	Hoshika et al. 2017	0.0022	0.0023	0.0007	0.0013	0.0029	2
NW	EWB WHH-KW	0.0026			0.0013	0.0079	
FI / DGL	EWB WHH-KW	0.0022			0.0013	0.0029	
KI	EWB WHH-KW	0.0050			0.0029	0.0079	
LW	Literatur B90	0.0071	0.0053	0.0054	0.002	0.0207	17
LW	White et al. 2000	0.006					
LW	Hoshika et al. 2017	0.0064		0.0037			101
BU	Hoshika et al. 2017	0.0068	0.0075	0.0029	0.0039	0.0091	8
SEI / TEI	Hoshika et al. 2017	0.0091	0.0089	0.0025	0.0053	0.0125	11
LW	EWB WHH-KW	0.0064			0.0039	0.0125	
BU	EWB WHH-KW	0.0068			0.0039	0.0091	
SEI / TEI	EWB WHH-KW	0.0091			0.0053	0.0125	

Bei Hoshika et al. (2017) ergeben sich für die Kiefer in etwa doppelt so hohe Leitfähigkeiten wie für die Fichte und Douglasie. Aus den mittleren Leitfähigkeiten im Review von Breuer et al. (2003) ergeben sich vergleichbare Verhältnisse zwischen Kiefern und Fichtenbeständen. Ein MWU-Test zeigt, dass die Werte für Fichte und Douglasie signifikant niedriger ($p = 0.021$) als die der Kiefern

sind. Auch die Angaben zur Buche sind signifikant niedriger als die Werte der Eiche ($p = 0.034$). Daher wird trotz des geringen Stichprobenumfanges empfohlen, diese Werte baumartenspezifisch festzulegen. Es zeigt sich auch, dass der von Federer (2019) angegebenen Wertebereich von 0.002 bis 0.02 $m s^{-1}$ insbesondere nach unten hin für Nadelbäume erweitert werden muss. Zu beachten bei B90 Anwendungen ist, dass Pflanzen des Unterwuchses nach Federer et al. (2003), Breuer et al. (2003) und Hoshika et al. (2017) höhere Leitfähigkeiten aufweisen als Laub- und insbesondere als Nadelbäume. Dieses ist bei der Implementierung einer weiteren Bestandesschicht als Unterwuchs zu berücksichtigen.

Blattbreite (LWIDTH)

LWIDTH ist die Blattbreite in Windrichtung, die zur Bestimmung des Blattgrenzflächenwiderstands verwendet wird (Mollick et al. 2011). Bei den Angaben aus der Literatur (Tab. 17) zeigen sich insbesondere bei Laubbäumen stark schwankende Angaben, die z.T. auf den von Federer (2019) vorgeschlagenen Standardwert von 0.1 für Laubbäume zurückzuführen sind.

Tab. 17 Angaben zur Blattbreite bei Brook90 Anwendungen. Baumarten gemäß Tab. 7.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
LWIDTH	Blattbreite	m	NW	0.004	Carr & Loague 2012
			NW	0.004	Hammel & Kennel 2001
			NW	0.004	Schmidt-Walter et al 2019
			FI	0.004	Thiele et al. 2017
			FI	0.002	Markart et al. 2012
			FI	0.004	Von Wilpert et al. 2016
			KI	0.004	Bauwe et al. 2012
			KI	0.004	Breitenberger 2017
			KI	0.004	Von Wilpert et al. 2016
			LW	0.100	Hammel & Kennel 2001
			LW	0.050	Schmidt-Walter et al. 2019
			BU	0.035	Holst et al. 2010
			BU	0.100	Schwab 2013
			BU	0.035	Markart et al. 2012
			BU	0.100	Breitenberger 2017
			BU	0.060	Von Wilpert et al. 2016
			EI	0.060	Von Wilpert et al. 2016
			MW	0.150	Combalicer et al. 2008
			MW	0.160	Von Wilpert et al. 2016
			BU-LÄ	0.045	Markart et al. 2012
KI-BU	0.002	Markart et al. 2012			
KK	0.250	Combalicer et al. 2010			

Um eine verbesserte baumartenspezifische Differenzierung durchführen zu können, wurden insgesamt > 25000 Blättern und Nadeln der 5 Hauptbaumarten eingescannt. Hierfür wurden getrocknete Streuproben durch Ausbreiten und Einweichen in Wasser (Kwon et al. 2016) in die ursprüngliche Form und Größe gebracht, bevor die Blattbreite mit einem Flachbettscanner (Canon, CanoScanLiDe 200, Tokio) und der Analysesoftware WinFOLIA (Régent Instruments Inc. - Bildanalyse für Plant Science, Québec, Kanada) ermittelt wurde.

Tab. 18. Deskriptive Statistik für die Blattbreite (LWIDTH) in m der fünf Hauptbaumarten auf Level II-Standorten in NW-Deutschland. Baumarten s. Tab. 7, außerdem Douglasie (DGL)

Bestand	Jahre	Baumart	Mittel	Stabw.	Median	Min	Max	VK	Zahl
LBKABO	2011-2017	FI	0.0014	0.0013	0.0011	0.0005	0.014	92.9	1390
SLF1NN	2011-2017	FI	0.001	0.0002	0.001	0.0005	0.0033	20.0	1410
	2011-2017	FI	0.0012	0.001	0.001	0.0005	0.014	83.3	2800
KLDGNN	2013-2017	DGL	0.0011	0.0003	0.0011	0.0004	0.0059	27.4	1006
BHBUNN	2013-2017	BU	0.0436	0.0097	0.0428	0.0177	0.0996	22.2	1002
EHEINN	2011-2017	BU	0.0436	0.0103	0.0434	0.0013	0.0742	23.6	1411
GWBUNN	2011-2017	BU	0.0408	0.0095	0.0402	0.0129	0.0785	23.3	1413
HRIBUNN	2011-2017	BU	0.0433	0.0107	0.0423	0.018	0.0833	24.7	1406
KELBUHB	2011-2017	BU	0.0391	0.0089	0.0385	0.0149	0.073	22.8	1482
KRFBUBB	2011-2017	BU	0.0434	0.0099	0.0429	0.0014	0.0912	22.8	1417
LSBUNN	2011-2017	BU	0.0436	0.0103	0.0434	0.0013	0.0742	23.6	1411
SLB1NN	2011-2017	BU	0.0399	0.0088	0.0402	0.0171	0.073	22.1	1413
SPEBUHB	2011-2017	BU	0.0392	0.0087	0.039	0.0013	0.0713	22.2	1437
ZIEBUHB	2011-2017	BU	0.0418	0.0094	0.0414	0.0161	0.0858	22.5	1414
	2011-2017	BU	0.0422	0.0101	0.0416	0.0013	0.0996	23.9	13610
EHEINN	2011-2017	EI	0.0492	0.0174	0.0475	0.0079	0.1504	35.4	1403
LSBUNN	2011-2017	EI	0.0516	0.016	0.0495	0.0013	0.1367	31.0	1414
	2011-2017	EI	0.0504	0.0168	0.0485	0.0013	0.1504	33.3	2817

Die Ergebnisse sind in der Tabelle 18 zusammengestellt. Für die Fichte und Douglasie ergaben sich Mediane von 0.001 m. Vergleichbare Werte sind auch in der Literatur (Aussenac 1973, Gebauer et al. 2011, Lin et al. 2001, Marin et al. 2016, Tyukavina et al. 2019) zu finden. Aus diesen Studien ergeben sich Median für Fichte von 0.0011 m, für Douglasie von 0.0013 m und für die Kiefer von 0.0013 m. Entsprechend kann für alle Nadelbäume vereinfacht ein Wert von 0.001 m verwendet werden. Für die Buche ergibt sich ein Median der Blattbreite von 0.04 und für die Eiche ein etwas höherer Wert von 0.05.

Extinktionskoeffizient (CR)

CR ist der Extinktionskoeffizient für Sonneneinstrahlung und Nettostrahlung im Bestand. Nach Federer (2019) liegen die Werte normalerweise im Bereich von 0,5 bis 0,7. Werte in einer entsprechende Größenordnung werden i.d.R. bei Anwendungen von Brook90 verwendet. Aus dem Review von Zhang et al. (2014) ergeben sich demgegenüber Unterschiede zwischen Laubwäldern (0.59) und Nadelwäldern (0.45).

Tab. 19. Extinktionskoeffizient (CR) bei Brook90 Anwendungen (Baumarten gemäß Tab. 7)

Parameter	Description	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
CR	Extinktionskoeffizient	-	NW	0.5	Federer et al. 1996
			FI	0.5	Thiele et al. 2017
			FI	0.5	Markart et al. 2012
			FI	0.5	Groh 2011
			KI	0.5	Breitenberger 2017
			LW	0.5	Federer et al. 1996
			BU	0.6	Markart et al. 2012
			BU	0.6	Breitenberger 2017
			BU	0.6	Schwab 2013
			BU	0.6	Groh 2011
			MW	0.6	Combalicer et al. 2008
			BU-LÄ	0.6	Markart et al. 2012
			KI-BU	0.5	Markart et al. 2012
			KK	0.6	Combalicer et al. 2010

Tab. 20. Deskriptive Statistik und empfohlene Werte (EWB WHH-KW) für den Extinktionskoeffizienten (CR) in Nadelwäldern (NW) und Laubwäldern (LW).

Bestandestyp	Kategorie /Quelle	Mittel	Median	Stabw.	Min	Max	Anzahl
NW	Literatur B90	0.50	0.50	0	0.5	0.5	5
NW	Zhang et al. 2014	0.45	0.46	0.11	0,31	0,63	15
NW	EWB WHH-KW	0.45		0.11	0,31	0,63	
LW	Literatur B90	0.58	0.60	0.04	0.5	0.6	5
LW	Zhang et al. 2014	0,59	0,60	0,12	0.5	0.89	9
LW	EWB WHH-KW	0,59		0,12	0.5	0.89	

Temperatursteuerung der Stomata (TH,T1,T2,TL)

TH, T1, T2 und TL sind Parameter für die Temperatursteuerung des Öffnens und Schließens der Stomata. Sie drücken entsprechend die temperaturbedingte Verringerung der Leitfähigkeit aus. Liegt die mittlere Tagestemperatur unter TL oder über TH werden die Stomata komplett geschlossen und die Blattleitfähigkeit sinkt auf GLMIN. Liegt die Temperatur zwischen T1 und T2 gibt es keinen temperaturinduzierten Einfluss auf den Schluss der Stomata. Von Federer et al. (2019) werden die Werte $TL = 0^\circ C$, $T1 = 10^\circ C$, $T2 = 30^\circ C$ und $TH = 40^\circ C$ vorgeschlagen und so auch übernommen (Thiele et al. 2017, Markart et al. 2012). Eine Berücksichtigung von baumartenspezifischen Effekten ist schwer, weil es nur wenige Daten zum artspezifischen Temperaturverhalten gibt, wegen der Schwierigkeit, den Temperatureffekt von den anderen Effekten (z.B. Dampfdruck) zu trennen (Damour et al. 2010).

Tiefenverteilung der Wurzeln (ROOTDEN)

ROOTDEN ist die relative Wurzeldichte (pro Einheit steinfreies Volumen) der Feinwurzeln für die jeweilige Wurzelschicht. Als Grundlage zur Beschreibung der tiefenabhängigen Abnahme der Wurzelintensität wird in vielen Fällen (Ahrends et al. 2010, Schaffrath et al. 2013, Schaffrath & Bernhofer 2013), wie bei Federer et al. (2003) beschrieben, die Funktion von Jackson et al. (1996) verwendet.

Bodenparameter

Die notwendigen Bodenparameter können entweder aus gemessenen pF-Kurven abgeleitet, oder mit Hilfe von Pedotransferfunktionen (Tóth et al. 2015, Puhmann & v. Wilpert 2012, Teepe et al. 2003, Wessolek et al. 2009, Wösten et al. 2001) geschätzt werden. Notwendig sind hierfür schicht-/horizontbezogene Informationen zur Bodenart, der Trockenrohdichte und dem Humus- und Skelettgehalt, die aus den Daten der Standortkartierung abgeleitet werden können.

Feste Parameter – Bestand

Parameter zur Ableitung von Rauigkeitslänge und Verdrängungshöhe (CZS, CZR, HS, HR)

Rauigkeitslänge und Verdrängungshöhe beschreiben die Wirkung rauer Oberflächen auf die Luftströmung und werden in Brook90 für die Berechnung des Windprofils verwendet. Ihre Werte werden über die konstanten Faktoren CZR und CZS direkt aus der Bestandeshöhe abgeleitet. Dabei wird CZR bei Höhen über dem Schwellenwert HR und der Faktor CZS bis zur Höhe HS verwendet. In den zwischen HS und HR liegenden Höhen wird zwischen beiden Werten interpoliert.

Tab. 21: Rauigkeitsparameter bei Brook90 Anwendungen

Parameter	Description	Einheit	Wert	Quelle
HS	unterer Höhenschwellwert	m	1	Thiele et al. 2017
			1	Federer 2019
			1	Groh 2011
			1	Breitenberger 2017
	EWB WHH-KW	1		
HR	oberer Höhenschwellwert	m	10	Thiele et al. 2017
			10	Federer 2019
			10	Groh 2011
			10	Breitenberger 2017
	EWB WHH-KW	10		
CZS	Verhältnis von Rauigkeitslänge zu Höhe (HÖHE < HS)	-	0.13	Federer 2019
			0.13	Thiele et al. 2017
			0.13	Breitenberger 2017
			0.13	Groh 2011
	EWB WHH-KW	0.13		
CZR	Verhältnis von Rauigkeitslänge zu Höhe (HÖHE > HR)	-	0.05	Federer 2019
			0.05	Thiele et al. 2017
			0.05	Breitenberger 2017
			0.05	Groh 2011
	EWB WHH-KW	0.05		

Bestandesdichtenkoeffizient (DENSEF)

DENSEF ist ein Faktor der zwischen 0 und 1 liegt. Er hat Auswirkungen auf die Parameter MAXLAI, CS, MXRTLN und MXKPL. Der Parameter wird verwendet, um Durchforstungen im Vergleich zur

ursprünglichen Bestockung abzubilden. Im Normalfall ist dieser Parameter 1 und sollte nicht kleiner als 0.05 sein.

Blattflächenindex bei dem der Bestand als geschlossen angesehen wird (LPC)

Auf Basis der Definitionen in Shuttleworth & Wallace (1985) wird für LPC ein Wert von 4 verwendet, ab dem die Bestände aerodynamisch als geschlossen betrachtet werden, darunter gelten die Bestände als nicht geschlossen.

Extinktionskoeffizient des Windes und der Eddy Diffusivität im Bestand (NN)

Dieser dimensionslose Parameter wird nach Shuttleworth und Gurney (1990) auf 2,5 festgelegt und auch so entsprechend bei Brook90 Anwendungen übernommen (vgl. Thiele et al. 2017). Nach Federer (2019) ist die potentielle Evapotranspiration bei normal geschlossenen Beständen und der gemäßigten Klimabedingungen in Deutschland unsensitiv gegenüber Veränderungen dieses Parameters..

Verhältnis der gesamten Blattfläche zur projizierten Blattfläche (RHOTP)

RHOTP ist immer 2 für Laubblätter und reicht von 2 für flache Nadeln bis π für zylindrische Nadeln. Im Standard ist RHOTP fest auf 2 festgesetzt, da der Unterschied zwischen 2 und π nur geringe Auswirkungen auf das Modellergebnis hat. Nach den Gleichungen in Niinemets & Kull (1995) und den Angaben zur baumartenspezifischen Blattbreite der Tabelle 17 ergibt sich für die Fichte ein Verhältnis von 2.67. Nach Niinemets et al. (2001) liegt das Verhältnis bei der Kiefer zwischen 2.5-2.7. Entsprechend kann empfohlen werden, für Nadelbäume vereinfacht ein Verhältnis von 2.6 zu verwenden.

Feste Parameter – Blätter

Maximal mögliche Sonneneinstrahlung (RM)

Dieser Parameter beschreibt die maximale Sonneneinstrahlung, die auf einem Blatt möglich ist. Die Einheit ist $W m^{-2}$ und der Wert wird bei der Berechnung der Blattleitfähigkeit verwendet. RM ist im Modell auf $1000 W m^{-2}$ festgesetzt.

Sonneneinstrahlung, ab welcher die Blattleitfähigkeit halb so groß ist wie bei der maximalen Sonneneinstrahlung (R5)

Werte im Bereich von 50 bis $200 W m^{-2}$ sind für viele Arten wahrscheinlich, es gibt jedoch nur wenige Daten, um diesen Wert zu optimieren. Entsprechend wird mit einem Standardwert von 100 gearbeitet. Die Arbeit von Zweifel et al. (2002) zeigt z.B. für einen Fichtenbestand, dass die angenommenen Werte für RM und R5 recht gut durch die angepasste Funktion abgebildet werden.

Blattleitfähigkeit bei Nacht (GLMIN)

Nach Federer (2019) ist GLMIN die mittlere Blattleitfähigkeit bei Nacht (GL_{dark}) oder bei geschlossenen Stomata (GL_{min}). Dass diese beiden Zustände eigentlich nicht vergleichbar sind, zeigt die Arbeit von Duursma et al. (2019). GLMIN wird immer verwendet, wenn die durchschnittliche Tagestemperatur unter TL oder über TH liegt. Wird GLMIN auf 0 gesetzt, verwendet das Modell einen Wert von $0,00001 cm s^{-1}$, um eine mögliche Nulldivision zu vermeiden. Als Standardparameter wird ein Wert von $0.0003 m s^{-1}$ vorgeschlagen, und so auch in der Regel als „Fester Parameter“ übernommen. Die Größenordnung dieses „Festen Parameters“ im Vergleich mit den Angaben der Tabelle 22 deutet darauf hin, dass beim Modell eher GL_{dark} als GL_{min} gemeint ist. Nach dem Review von Hoshika et al. (2017) kann dieser Parameter auch aus dem Verhältnis (f_{night}) zwischen GLMAX und GL_{dark} baumartenspezifisch bestimmt werden. Nach Hoshika et al. (2017) liegen diese Verhältnisse für immergrüne Nadelbäume bei 0.18 und für Laubbäume 0.14. Entsprechend ergeben sich unter Einbeziehung der GLMAX-Werte (Tab. 16) die baumartenspezifischen GLMIN Werte der Tabelle 22. Sollte sich im Zuge der Modellkalibrierung /-validierung herausstellen, dass im Modell doch eher die Leitfähigkeit bei vollständig geschlossener Stomata gemeint sein könnte, können die Werte der Tab. 22 einfach durch 8 dividiert werden (vgl. Duursma et al. 2019).

Tab. 22: Empfohlene Werte für die mittlere nächtliche Blattleitfähigkeit (B90 = GLMIN)

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
GLMIN	Mittlere Blattleitfähigkeit bei Nacht	m s ⁻¹	NW	0.0001	Abgeleitet aus Tab. 16 und den Faktoren nach Hoshika et al. (2017)
			FI	0.0001	
			DGL	0.0001	
			KI	0.0002	
			LW	0.0002	
			BU	0.0002	
			EI	0.0003	

Dampfdruckdefizit bei dem sich die Blattleitfähigkeit halbiert (CVPD)

Wird für CVPD ein großer Wert gewählt, dann ist der Einfluss des Dampfdruckdefizites quasi ausgeschaltet. Werden Werte unter 1 kPa gewählt, dann ist die Sensitivität zu hoch. Neben GLMAX handelt es sich hierbei um einen Parameter mit einem erheblichen Einfluss auf die potentielle Transpiration. In der Vergangenheit gab es nur wenig Informationen wie dieser Parameter zwischen Pflanzen und/oder Baumarten variiert. Vom Modell wird ein Wert von 2 vorgeschlagen und in der bekannten Literatur auch verwendet. Aus den Arbeiten von Day (2000) und Addington et al. (2004) ergibt sich ein Dampfdruckdefizit in einer vergleichbaren Größenordnung.

Feste Parameter – Wurzeln

Durchschnittlicher Radius der Feinwurzeln (RTRAD)

Dieser Parameter ist für die Transpiration in trockenen Böden relevant. Bei den meisten Simulationsstudien mit Brook90 wird der von Federer (2019) vorgeschlagenen Wert von 0.35 mm verwendet. Hertel et al. (2013) fanden für 12 Buchenbestände einen mittleren Wurzelradius von 0.175-0.29 mm. In der Arbeit von Kubisch et al. (2016) werden für die Laubbaumarten Buche (*F. sylvatica*), Winterlinde (*T. cordata* Mill), Hainbuche (*C. betulus* L.), Gemeine Esche (*F. excelsior* L.) Berg Ahorn (*A. pseudoplatanus* L.) und Spitzahorn (*A. platanoides* L.) mittlere Durchmesser zwischen 0.165 – 0.295 angegeben, die exakt dem Wertebereich von Hertel et al. (2013) entsprechen, so dass für Laubbäume eher ein Wert von 0.23 mm verwendet werden sollte. Auch die Arbeit von Jaloviar et al. (2009) bestätigt diesen Wertebereich (90% der Wurzeln im Bereich des Radiuses zwischen 0.005 – 0.25).

In der Arbeit von Weemstra et al. (2017) ergaben sich für Buchen auf Sand- und Tonböden mittlere Wurzelradien von ungefähr 0.13 mm und für Fichte von 0.26 mm. Die schwache Tendenz, dass Nadelbestände eventuell etwas höhere Durchmesser aufweisen können, wird auch durch die Arbeit von Liu (2015) für tropische Baumarten bestätigt. Hier ergaben sich für die Laubbestände Radien von 0.14 (n = 3) und für die Nadelwälder von 0.375 (n = 2). Für alle Bestände (auch immergrüne Laubwälder) ergab sich in der Studie ein Mittelwert von 0.2 mm (n = 14). Vereinfacht kann gesagt werden, dass insgesamt eher mit einem Wert von 0.25 als 0.35 gearbeitet werden sollten. Auch die Arbeit von Gu et al. (2014) deutet auch auf Werte für temperate Baumarten einer entsprechenden Größenordnung hin, während die Werte für tropische Baumarten doch etwas höher zu liegen scheinen.

Wasserfluss aus der Pflanze in den Boden (NOOUTF)

Ist dieser Parameter auf 1 gesetzt, dann wird ein Wasserfluss aus der Pflanze in den Boden bei sehr trockenen Bodenverhältnissen verhindert. Demgegenüber wird bei der Parametereinstellung 0 ein solcher Fluss, der den Wassertransport von feuchten Bodenschichten zu trockenen Bodenschichten durch die Wurzeln bewirkt, ermöglicht. Laut Federer (2019) gibt es tatsächlich Studien, die auf einen solchen Effekt hindeuten, bei den meisten Modellanwendungen wird dieser Parameter jedoch auf 1 gesetzt.

Feste Parameter – Schnee

CCFAC

CCFAC ist ein Grad-Tagesfaktor für den „Kältegehalt“ (notwendige Energie, um die Schneedecke auf 0 °C zu erwärmen) der Schneedecke an einem Tag mit einer Tageslänge von 0,5 d. CCFAC = 0 bedeutet, dass kein „Kältegehalt“ vorliegt und die Schneetemperatur immer 0 °C beträgt. Bei Modellanwendungen wird soweit bekannt immer der von Federer (2019) vorgeschlagene „Fix-Wert“ von $0.3 \text{ MJ m}^2 \text{ d}^{-1} \text{ K}^{-1}$ verwendet.

LAIMLT

LAIMLT ist die dimensionslose Abhängigkeit der Schneeschmelze vom Blattflächenindex. Die Schmelze ist linear proportional zu $\exp(-\text{LAIMLT} * \text{Blattflächenindex})$. und wird wie von Federer (2019) empfohlen in der Literatur verwendet (0,2).

SAIMLT

SAIMLT ist die dimensionslose Abhängigkeit der Schneeschmelze vom projizierten Stammflächenindex. Die Schmelze ist linear proportional zu $\exp(-\text{SAIMLT} * \text{Stielflächenindex})$. Achtung: Bei Verwendung des unprojizierten SAI (vgl. Kapitel 3.3.6) ist der Faktor anzupassen. Ansonsten wird ein Wert von 0,5 in allen bekannten Modellierungspublikationen verwendet.

GRDMLT

Konstante Schmelzrate des Schnees am Boden der Schneedecke durch den Bodenwärmestrom (Vorgabewert: 0,35). Hierbei wird von der Annahme ausgegangen, dass generell kein Bodenfrost vorliegt.

MAXLQF

MAXLQF ist die flüssige Wasserfraktion des Schneewassers SNOW, ab welchem Wasser abfließt (Vorgabewert: 0,05)

SNODEN

SNODEN ist die Schneedichte oder das Verhältnis von Wassergehalt zu Tiefe. SNODEN wird nur verwendet, um den LAI und den SAI auf den Anteil zu korrigieren, der sich über dem Schnee befindet. Somit insbesondere für Waldbestände von äußerst nachrangiger Bedeutung (Vorgabewert 0,3).

Z0S

Z0S beschreibt die Rauigkeitslänge der Snowoberfläche. Z0S wird beim Vorliegen einer Schneebedeckung anstatt von Z0G verwendet und beträgt 0,001.

Feste Parameter – Bodenevaporation

RSSA

RSSA ist der Bodenoberflächenwiderstand gegen Bodenverdunstung bei Feldkapazität, wie vom Parameter PSIF definiert. Es gibt keine gesicherten Informationen darüber, wie sich dieser Parameter mit den Eigenschaften der Bodenoberflächenschicht, insbesondere für Wälder, ändert (Vorgabewert: 500).

RSSB

RSSB ist der Exponent in der Exponentialbeziehung zwischen dem Evaporations-Widerstand (RSS) und dem Matrixpotential in der oberen Bodenschicht. Durch die Verwendung des Vorgabewerts 1 wird RSS direkt proportional zum Bodenwasserpotenzial.

Feste Parameter – Wetter**FETCH**

FETCH ist die Wirklänge des Aufwindes der Wetterstation, an der die Windgeschwindigkeit gemessen wurde. Die Sensitivität ist sehr gering wenn die Länge > 1000 m beträgt, vorgegeben ist ein Wert von 5000m.

Z0W

Z0W ist die Rauigkeitslänge an der Wetterstation, an der die Windgeschwindigkeit gemessen wurde (Vorgabewert: 0,005). Wird Z0W mit 0 angegeben, dann werden FETCH und ZW nicht berücksichtigt.

ZW

Höhe in der die Windgeschwindigkeit gemessen wurde. Die meisten Klimastationen des DWD messen in 10 m Höhe.

ZMINH

Referenzhöhe für Klimadaten über dem Bestand. Hier wird meist ein Wert von 2m verwendet.

WDRAT

Durchschnittliches Verhältnis der Nachtwindgeschwindigkeit zur Tageswindgeschwindigkeit (konstant als 0,3 festgesetzt).

C1 & C2

C1 ist der y-Achsenabschnitt und C2 die Steigung der linearen Beziehung zwischen der Sonnenstrahlung und der Sonnenscheindauer. für C1 ist ein Wert von 0,25 vorgegeben und für C2 ein Wert von 0,5 (Federer 2019).

C3

C3 ist eine Konstante zwischen 0 und 1, die die Wolkenkorrektur für die Nettolangwellenstrahlung aus der Sonnenscheindauer bestimmt – ein Wert von 0,2 ist vorgegeben (Federer 2019).

Feste Parameter – Numerik**DTIMAX**

DTIMAX ist der maximal zulässige Iterationszeitschritt. Ein Wert von 0,5 n/d erzwingt mindestens zwei Iterationen pro Tag. Dies ist der größte Wert, der verwendet werden sollte. Viel kleinere DTIMAX-Werte zwischen 0,01 und 0,001 n/d werden verwendet, um viele Iterationen pro Tag zu erzwingen und somit eine reibungslose Integration zu erreichen. Ein Lauf mit einem so kleinen DTIMAX dauert jedoch lange und sollte insbesondere bei flächenhaften Anwendungen vermieden werden.

Tab. 23: Verwendete Iterationsschritte bei Brook90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
DTIMAX	Iterations-Zeitschritt	n/d	0.5	Federer 2019
			0.05	Thiele et al. 2017
			0.5	Breitenberger 2017
			0.5	Hammel und Kennel 2001
			1.0	Groh 2011
	EWB WHH-KW		0.5	

DSWMAX

DSWMAX legt die maximale Änderung der Bodenfeuchte oder der Sättigungsfraction fest, die für jede Schicht in einer Iteration zulässig ist.

Tab. 24. Verwendete maximal zugelassene Änderung der Bodenfeuchte bei Brook90 Anwendungen.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
DSWMAX	Maximale Änderungsrate der Bodenfeuchte	%	2.0	Federer 2019
			0.5	Thiele et al. 2017
			0.05	Hammel & Kennel 2001
			2.0	Breitenberger 2017
			0.5	Groh 2011
	EWB WHH-KW		0.5	

DPSIMX

DPSIMX ist die maximale vertikale Potentialdifferenz, die als effektiv Null angesehen wird. Es gibt keinen vertikalen Fluss zwischen Schichten, deren Potential sich um weniger als DPSIMX unterscheidet. Dies reduziert Schwingungen, die durch Strömungen ausgelöst werden, die das Produkt großer Leitfähigkeiten und großer Zeitschritte, aber kleiner Gradienten sind. "BROOK90 scheint mit DPSIMX = 0,01 kPa gut zu laufen". Die verwendeten Iterationen stehen in keiner linearen Beziehung zu den drei Iterationsparametern. Die Auswahl der Werte hängt davon ab, ob der Benutzer nur monatliche oder tägliche Summen wünscht oder sich mit dem Verhalten in kürzeren Zeitschritten befasst. Im Allgemeinen werden schnellere Läufe erzielt, indem weniger und dafür dickere Bodenschichten verwendet werden, als wenn große Werte für DSWMAX und DPSIMX verwendet werden.

Tab. 25: Vertikale Potentialdifferenz bei Brook90 Anwendungen.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert	Quelle
DPSIMX	Maximale vertikale Potentialdifferenz	kPa	0.01	Federer 2019
			0.01	Thiele et al. 2017
			0.05	Hammel & Kennel 2001
			0.01	Breitenberger 2017
			0.05	Groh 2011
	EWB WHH-KW		0.01	

Initiale Parameter

Initial SNOW

Schneewasserspeicher zu Beginn Simulation. Die Auswirkungen des initialen SNOW-Wertes, können sich über mehrere Monate hinziehen.

Initial GWAT

GWAT ist der Grundwasserspeicher zu Beginn der Simulation. Wenn GSC > 0 ist (Einstellung zur Simulation von Grundwasser), kann es mehr als ein Jahr lang dauern, um den Grundwasserspeicher angemessen zu initialisieren.

Initial INTR

INTR ist die Regenmenge im Interzeptionsspeicher zu Simulationsbeginn. Die Auswirkungen dieses initialen Wertes dauern höchstens ein paar wenige Tage. Da INTR nur selten Werte von über 2 mm erreicht wird dieser Wert i.d.R. mit Null initialisiert.

Initial INTS

INTS ist die Schneemenge im Interzeptionsspeicher zu Simulationsbeginn. Da die Auswirkungen dieses initialen Parameters nur ein paar Tage andauern, wird er meistens auf Null gesetzt.

Initial PSIM

PSIM ist das initiale Matrixpotential jeder Bodenschicht zu Simulationsbeginn. Die Auswirkungen des initialen Matrixpotentials können Tage bis Monate andauern. Daher ist ein „Einschwingen“ mit mindestens einem Jahr Vorlauf empfehlenswert. Liegen hierzu keine Daten vor, wird initial PSIM = PSIF für alle Bodenschichten gesetzt. Eine weitere Alternative ist das Setzen von -10kPa für alle Bodenschichten, selbst wenn im Boden erhebliche Texturunterschiede bestehen.

Feste Parameter – Interzeption

Niederschlagsanteil der Interzeption (FRINTL, FRINTS, FSINTL, FSINTS)

FRINTL & FRINTS ist der netto(!) aufgefangene Anteil des Regens pro Einheit des projizierten Blattflächen- bzw. Stammflächenindex. FSINTL & FSINTS sind die entsprechenden Parameter für

Tab. 26: Netto-Auffangrate der Interzeption bei Brook90 Anwendungen. Baumarten gemäß Tab. 7, außerdem Weißtannen-Buchen-Mischbestände (WT-BU).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
FRINTL	Anteil Regen je LAI Einheit	-	NW	0.060	Federer 2017
			FI	0.060	Thiele et al. 2017
			FI	0.064	Kennel 1998
			FI	0.150	Schmidt-Walter et al. 2019
			FI	0.060	Groh 2011
			KI	0.060	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.06	Breitenberger 2017
			LW	0.06	Federer 2019
			BU	0.065	Vilhar 2016
			BU	0.050	Vilhar 2016
			BU	0.140	Schmidt-Walter et al. 2019
			BU	0.050	Kennel 1998
			BU	0.050	Kennel 1998
			BU	0.060	Breitenberger 2017
			BU	0.060	Groh 2011
			WT-BU	0.070	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.010	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.050	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.070	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.070	Vilhar & Simoncic 2012
WT-BU	0.15	Vilhar & Simoncic 2012			
WT-BU	0.05	Vilhar & Simoncic 2012			
WT-BU	0.05	Vilhar & Simoncic 2012			
Alle	0.06	Hammel & Kennel 2011			
FRINTS	Anteil Regen je SAI Einheit	-	NW	0.060	Federer 2019
			FI	0.060	Thiele et al. 2017
			FI	0.065	Kennel 1998

			FI	0.060	Groh 2011
			KI	0.060	Breitenberger 2019
			LW	0.060	Federer 2019
			BU	0.060	Vilhar 2016
			BU	0.060	Vilhar 2016
			BU	0.050	Kennel 1998
			BU	0.050	Kennel 1998
			BU	0.060	Breitenberger 2019
			BU	0.060	Groh 2011
			WT-BU	0.060	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.010	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.060	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.070	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.250	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	0.250	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	0.350	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	0.35	Vilhar & Simoncic 2012
			Alle	0.06	Hammel & Kennel 2001
FSINTL	Anteil Schnee je LAI Einheit		NW	0.040	Federer 2019
			FI	0.040	Thiele et al. 2017
			FI	0.035	Kennel 1998
			FI	0.040	Groh 2011
			KI	0.040	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.040	Breitenberger 2017
			LW	0.040	Federer 2019
			BU	0.020	Kennel 1998
			BU	0.020	Kennel 1998
			BU	0.040	Breitenberger 2017
			BU	0.040	Groh 2011
			Alle	0.040	Hammel & Kennel
FSINTS	Anteil Schnee je SAI Einheit		FI	0.040	Thiele et al. 2017
			FI	0.035	Kennel 1998
			FI	0.040	Groh 2011
			KI	0.040	Breitenberger 2017
			BU	0.020	Kennel 1998
			BU	0.020	Kennel 1998
			BU	0.040	Breitenberger 2017
			BU	0.040	Groh 2011
	Alle	0.040	Hammel & Kennel		

den Schnee. Die Netto-Auffangraten schließen den Prozess des Abtropfens von Niederschlag von der Krone mit ein, so dass sich eine größere Kronen-Durchlässigkeit ergibt als bei den in der Literatur oft verglichenen freien Durchlasskoeffizienten (p).

Beim einem LAI von $6 \text{ m}^2/\text{m}^2$ und einem SAI von $0.7 \text{ m}^2/\text{m}^2$ würde sich bei dem Standardparameter von 0.06 (Federer 2019) ein aufgefangener Niederschlagsanteil von 40% ergeben, bzw. ein Netto-Durchlasskoeffizient von 60%. Beim netto aufgefangenen Niederschlag handelt es sich um den gesamten Anteil des Niederschlags, der letztlich verdunstet ist, während der Netto-Durchlasskoeffizient den Anteil des Niederschlags beschreibt, der nach Abtropfen vom Kronendach letztlich den Boden erreicht.

Im Vergleich mit dem freien Durchlasskoeffizienten (p), der die initial aufgefangene Niederschlagsmenge beschreibt, erscheint der Wert von 60% sehr hoch, wie die folgenden Ausführungen deutlich machen sollen. Der p -Wert kann entweder aus Niederschlagsmessungen (vgl. Rutter et al. 1971) oder vereinfacht aus dem Überschirmungsgrad ($p = 1 - \ddot{U}$) abgeschätzt werden (Gash et al. 1995). Wobei der Überschirmungsgrad (\ddot{U}) definiert ist als: der Anteil des Waldbodens der durch die vertikale Projektion der Baumkronen bedeckt wird (Jennings et al. 1999). Penne et al. (2010) ermittelten für einen jungen Kiefernbestand einen \ddot{U} von 76%. Etwas niedrigere Werte ergab die Studie von Korhonen et al. 2006 für skandinavische Kiefern- (58%) und Fichtenwälder (65%). Auch die Untersuchungen von Höcke et al. (2016) weisen darauf hin, dass für mitteleuropäische Fichten- und Buchenbetänden eher von einem \ddot{U} zwischen 50-80% auszugehen ist. Für eine Tannen-Fichten-Mischbestandsversuchsfläche gibt Pretzsch (2019) einen unbeschränkten Anteil von etwa 10% an. Für Buchen-Lärchen-Mischbestände ergibt sich bei Guericke 2001 im Mittel eine unbeschränkte Fläche von 24%.

Man könnte diese um den Faktor 3 geringere Größenordnung des freien Durchlasskoeffizienten p im Vergleich zum Nettodurchlasskoeffizienten nach Federer (2019) im Prinzip mit einem hohen Anteil abtropfenden Regens vom Kronendach erklären. Jedoch weisen auch aus der Auswertung von Bestandesniederschlägen (vgl. Rutter et al. 1971) abgeleitete Durchlasskoeffizienten eine geringere Größenordnung als der Netto-Durchlasskoeffizient bei der Verwendung von Standardwerten nach Federer (2019) auf. Dohnal et al. (2014) ermittelten für einen Fichtenbestand mit einem LAI zwischen 5.7 bis $6.0 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ein p zwischen 0,187 bis 0,205. Werte in einer vergleichbaren Größenordnung werden von Levia et al. (2019) angegeben. Diese berichten von p -Werten von 0.31 bei Nadelbäumen und 0,21 bei Laubbäumen. Gash et al. (1995) ermittelten für

Tab. 27. Deskriptive Statistik der Parameter für den abgefangenen Niederschlagsanteil.

Parameter	Bestand	Kategorie	Mittel	Median	Stabw.	Min	Max	Zahl
FRINTL	NW	Literatur B90	0.0734	0.06	0.0338	0.06	0.15	7
	LW	Literatur B90	0.0669	0.06	0.0301	0.05	0.14	8
	MW	Literatur B90	0.065	0.06	0.0396	0.01	0.15	8
	ALLE	EWB WHH-KW	0.1200			0.06	0.14	
FRINTS	NW	Literatur B90	0.0610	0.06	0.0022	0.06	0.065	5
	LW	Literatur B90	0.0571	0.06	0.0049	0.05	0.06	7
	MW	Literatur B90	0.175	0.16	0.14	0.01	0.35	8
	ALLE	EWB WHH-KW	0.12			0.06	0.14	
FSINTL	NW	Literatur B90	0.0392	0.04	0.002	0.035	0.04	6
	LW	Literatur B90	0.032	0.04	0.011	0.02	0.04	5
	ALLE	EWB WHH-KW	0.08			0.04	0.10	
FSINTS	NW	Literatur B90	0.0388	0.04	0.0025	0.035	0.04	
	LW	Literatur B90	0.03	0.03	0.0115	0.02	0.04	
	ALLE	EWB WHH-KW	0.08			0.04	0.10	

einen Kiefernbestand mit einem LAI von $2.3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ immerhin noch einen p-Wert von 0,55. Saxene (1986) ermittelt für einen Kieferbestand ebenfalls einen p-Wert von 0,5. Deutlich niedrigere Werte ($p = 0,0-0,3$) insbesondere für junge Kiefernbestände, die durch einen hohen LAI gekennzeichnet sind, ergaben sich aus der Untersuchung von Mulder (1985); die Auswertung von Rutter et al. (1971) ergab einen p-Wert von 0,255; ebenfalls für Kiefer. Folglich lässt sich festhalten, dass die beschriebenen Größenordnungen empirisch ermittelter Durchlasskoeffizienten mit den in der Accessdatenbank von LWF-Brook90 hinterlegten „Standardwerten“ (0,12, 0,12, 0,08, 0,08) eher erreicht werden als mit den Werten nach Federer (0,06, 0,06, 0,04, 0,04). Diese Werte decken sich auch gut mit dem von Schmidt-Walter et al. (2019) verwendeten Wertebereich.

Maximale Speicherkapazitäten (CINTRL, CINTRS, CINTSL, CINTSS)

CINTRL & CINTRS sind die maximalen Speicherkapazitäten für Regen pro Einheit des projizierten Blattflächenindex bzw. Stammflächenindex. CINTSL & CINTSS sind die entsprechenden Speicherkapazitäten für den Schnee. Alle vier Speicher werden nur durch Verdunstung entleert.

Tab. 28: Niederschlagsanteil der Interzeption bei Brook90 Anwendungen

Parameter	Beschreibung	Einheit	Baumart	Wert	Quelle
CINTRL	Regenspeicherkapazität pro LAI Einheit	mm	NW	0.15	Federer 2019
			FI	0.15	Thiele et al. 2017
			FI	0.31	Kennel 1998
			FI	0.27	Schmidt-Walter et al. 2019
			FI	0.15	Groh 2011
			KI	0.15	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.15	Breitenberger 2017
			LW	0.15	Federer 2019
			BU	0.31	Kennel 1998
			BU	0.31	Kennel 1998
			BU	0.25	Vilhar 2016
			BU	0.35	Vilhar 2016
			BU	0.34	Holst et al. 2010
			BU	0.13	Schmidt-Walter et al. 2019
			BU	0.15	Breitenberger 2017
			BU	0.15	Groh 2011
			WT-BU	0.25	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.15	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.35	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	1.00	Vilhar et al. 2010
WT-BU	0.25	Vilhar & Simoncic 2012			
WT-BU	0.25	Vilhar & Simoncic 2012			
WT-BU	0.35	Vilhar & Simoncic 2012			
Alle	0.15	Hammel & Kennel 2001			
CINTRS	Regenspeicherkapazität pro SAI Einheit	mm	FI	0.15	Thiele et al. 2017
			FI	0.31	Kennel 1998
			FI	0.15	Groh 2011

			KI	0.15	Breitenberger 2017
			BU	0.31	Kennel 1998
			BU	0.31	Kennel 1998
			BU	0.25	Vilhar 2016
			BU	0.35	Vilhar 2016
			BU	2.3	Holst et al. 2010
			BU	0.15	Groh 2011
			BU	0.15	Breitenberger 2017
			WT-BU	0.25	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.15	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	0.35	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	1.00	Vilhar et al. 2010
			WT-BU	1.00	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	1.00	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	1.00	Vilhar & Simoncic 2012
			WT-BU	1.00	Vilhar & Simoncic 2012
			Alle	0.15	Hammel & Kennel 2001
CINTSL	Schneespeicherkapazität pro LAI Einheit	mm	NW	0.60	Federer 2019
			FI	0.60	Thiele et al. 2017
			FI	0.95	Kennel 1998
			FI	0.60	Groh 2011
			KI	0.60	Lopes & Vogl 2008
			KI	0.60	Breitenberger 2017
			LW	0.60	Federer 2019
			BU	1.00	Kennel 1998
			BU	1.00	Kennel 1998
			BU	0.60	Breitenberger 2017
			BU	0.60	Groh 2011
			Alle	0.60	Hammel & Kennel 2001
CINTSS	Schneespeicherkapazität pro SAI Einheit	mm	NW	0.60	Federer 2019
			FI	0.60	Thiele et al. 2017
			FI	0.95	Kennel 1998
			FI	0.60	Groh 2011
			KI	0.60	Breitenberger 2017
			BU	1.00	Kennel 1998
			BU	1.00	Kennel 1998
			BU	0.60	Breitenberger 2017
			BU	0.60	Groh 2011
			Alle	0.60	Hammel & Kennel 2001

Auffällig bei der Literaturzusammenstellung ist zunächst, dass bei keiner Anwendung von Brook90 Speicherwerte unterhalb der von Federer (2019) vorgeschlagenen Default-Werte verwendet wurden. Dieses könnte ein Hinweis darauf sein, dass die tendenziell zu klein gewählten Standardwerte der Parameter (FRINTL, FRINTS, FSINTL, FSINTS) eher dazu führen, dass die Speicherkapazitäten erhöht werden müssen, um die gemessenen Bestandesniederschläge in ihrer Größenordnung abbilden zu können. Bei der Verwendung der Standardwerte (FRINTL = 0.15, FRINTS = 0.15) würde sich bei einem LAI von 6 und einem SAI von 2.0 eine Interzeptionskapazität von 1.2 mm ergeben. Der Review von Breuer et al (2003) ergab für Nadelbäume mittlere Interzeptionskapazitäten von 1.9 mm und für Laubbäume von 1.0 mm. Schmidt-Walter et al. (2019) verwenden für die deutschlandweiten Modellierung deutlich geringe Kapazitäten von 1.5-1.28 für Nadelbäume und 0.76-0.436 für Laubbäume. Für Stadtbäume ermittelten Xiao & McPherson (2016) für immergrüne Nadelbäume eine Kapazität von 1.25 mm und für winterkahle Laubbäume von 0.77 mm. Auch andere Arbeiten machen Angaben zu wesentlich höheren Speicherkapazitäten. Vrugt et al. (2003) ermittelten für einen 27 jährigen Douglasienbestand mittlere Interzeptionskapazitäten zwischen 2,16-2.64. Palán et al. (2018) ermittelten für zwei Fichtenbestände Kapazitäten von 1.7 und 2.1 mm und für einen Buchenbestand eine Kapazität von 1,4 mm. Anders et al. (2002) verwenden in ihrem Modell für die Kiefer eine effektive Kronenspeicherkapazität von 2.9 mm und für die Buche von 1.4 mm. Hutchings et al. (1988) ermittelten je nach Windverhältnissen für Fichten Interzeptionskapazitäten zwischen 2,1 bis 2,8 mm. Auch die Untersuchungen von Hörmann et al. (1996) zeigen den erheblichen Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Interzeptionskapazität. Hier wird ein zentrales Problem bei der länderübergreifenden Ableitung von Speicherkapazitäten deutlich. Aufgrund der doch sehr unterschiedlichen mittleren Windgeschwindigkeiten in den beteiligten Bundesländern (z.B. Bayern, Niedersachsen) sollte versucht werden einen windabhängigen Korrekturterm bei der Ableitung der Speicherkapazitäten zu implementieren. Als weiteres Ergebnis dieser Literaturübersicht bleibt festzuhalten, dass es relativ hohe SAI-Werte (oder deutlich von Federer (2019) abweichende Parameter) bedarf, um die in der Literatur beschriebenen Größenordnungen der Niederschlagsspeicher zu erreichen. Daher wäre eine mögliche Herangehensweise zunächst mit etwas höheren Standardparametern (vgl. Tab. 29) zu arbeiten.

Wirklich beurteilen lassen sich die Interzeptionsparameter aber erst nach einer Analyse des Interzeptionsmodells in Brook90 und seiner Kalibrierung an Messdaten. Ob weitere Faktoren, die die Speicherkapazitäten von Blättern (Klamerus-Iwan & Witek 2018) und Rinden (Ilek et al. 2017) beeinflussen, mit einbezogen werden müssen, wird sich anhand der Ergebnisse der

Tab. 29. Deskriptive Statistik der Parameter für die Speicherkapazitäten.

Parameter	Bestand	Kategorie	Mittel	Median	Stabw.	Min	Max	Zahl
CINTRL	NW	Literatur B90	0.19	0.15	0.0693	0.15	0.31	7
	LW	Literatur B90	0.2378	0.25	0.0924	0.13	0.35	9
	MW	Literatur B90	0.3714	0.25	0.2856	0.15	1.00	7
	ALLE	EWB WHH-KW	0.2			0.15	0.3	
CINTRS	NW	Literatur B90	0.19	0.15	0.08	0.15	0.31	4
	LW	Literatur B90	0.5457	0.31	0.7776	0.15	2.3	7
	MW	Literatur B90	0.7188	1.	0.3918	0.15	1	8
	ALLE	EWB WHH-KW	0.2			0.15	0.3	
CINTSL	NW	Literatur B90	0.6583	0.6	0.1429	0.6	0.95	6
	LW	Literatur B90	0.76	0.6	0.2191	0.6	1	5
	ALLE	EWB WHH-KW	0.6			0.6	1.0	
CINTSS	NW	Literatur B90	0.67	0.6	0.1565	0.6	0.95	5
	LW	Literatur B90	0.8	0.8	0.2309	0.6	1.00	4
	ALLE	EWB WHH-KW	0.6			0.6	1.0	

Modellkalibrierung an den Level II Flächen des forstlichen Umweltmonitorings zeigen (s. der folgende Abschnitt Modellkalibrierung).

Modellkalibrierung

Die aus der Literatur, Erfahrungswerten oder theoretischen Überlegungen abgeleiteten Parameterwerte müssen auf ihre Tauglichkeit bei der Reproduktion von Messwerten überprüft und wenn nötig angepasst werden, um eine geeignete und plausible Abbildung der realen Vorgänge mit ihnen zu erreichen. Eine besondere Stellung nimmt hierbei die Kalibrierung der Interzeptionsparameter ein, weil hier berechnete Größen mit Messdaten des Bestandesniederschlags verglichen werden können, die ganz unabhängig von den modelltheoretisch nachgelagerten Bodenfeuchteberechnungen sind. Es besteht damit also eine zusätzliche Validierungsmöglichkeit, die bei anderen Parametern meist nicht zur Verfügung steht. Als Messdaten standen für die Modellkalibrierung die langjährigen Messreihen des Bestandesniederschlags (Kronentraufmessungen, bei Buche ergänzt um Stammablaufmessungen), der Bodenfeuchte und der Matrixpotenziale in verschiedenen Bodentiefen der Intensivmonitoringflächen zur Verfügung.

Qualitätskontrolle der Messdaten von Intensivmonitoringflächen

Wegen der vielen Fehlerquellen, die in Freilandmessungen passieren können, durchlaufen alle Messungen auf den Intensivmonitoringflächen in der Regel eine Qualitätskontrolle – insbesondere wenn es sich um Daten von Level II-Intensivmonitoringflächen handelt, sind diese Qualitätskontrollen vorgeschrieben (UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre 2022), bevor die Daten in die internationale ICP Forests Datenbank geladen werden dürfen. In Bezug auf bodenhydrologische Daten geht es dabei insbesondere um Sichtungen und Plausibilitätsprüfungen, die zu einem Akzeptieren oder Verwerfen des Messwerts führen. Bei der Ermittlung des bestandesrepräsentativen Bestandesniederschlags geht es ebenso um das Verwerfen unplausibler Werte, aber darüber hinaus auch um eine korrekte Mittelwertbildung bei wechselnder Anzahl an Messorten.

Bodenhydrologische Messungen

Auf den 23 verwendeten Intensivmonitoringflächen der NW-FVA werden Bodenfeuchte und Matrixpotenziale in verschiedenen Bodentiefen gemessen, wobei jeweils 3 Wiederholungen angestrebt werden, die sowohl den stammnahen Bereich als auch den stammfernen Bereich unter einem Kronendach repräsentieren können.

Als Messgerät für die Bodenfeuchte werden an der NW-FVA meistens Profilsonden nach dem TDR- und FDR-Messprinzip verwendet. Dabei bestimmt die Polarisationsfähigkeit in der Umgebung der vertikal bzw. leicht schräg eingebauten Sonde in verschiedenen Tiefen die Laufzeit bzw. die Frequenz eines vom Sensor ausgesendeten Sendesignals. Die Polarisationsfähigkeit (auch: Dielektrizität) hängt dabei hauptsächlich vom Wassergehalt des Bodens ab. Fehlerquellen bei diesen Messungen beruhen hauptsächlich auf einer ungeeigneten Kalibrierung, auf Lücken zwischen dem in einem Bodenrohr eingebauten Sensor und der Bodenmatrix (Luft einschließen), auf Änderungen der Sensorlage nach Wartungsarbeiten, Wertesprüngen durch Installationsänderungen oder auch auf Aufzeichnungsproblemen des Datenloggers.

Für Matrixpotenzialmessungen verwenden wir überwiegend Tensiometer, die aus einem wassergefüllten Zylinder bestehen, der am unteren Ende mit einer Keramikkerze verschlossen ist, so dass das Tensiometerwasser über die Kapillaren der Keramikkerze mit den Kapillaren der Bodenmatrix in Verbindung steht. Trocknet der Boden aus, wird mehr Wasser aus dem Zylinder in den Boden gesogen und es entsteht ein Unterdruck im Tensiometer – dieser wird mit einem Manometer gemessen und spiegelt direkt die Saugspannung des Bodens wider. Die Fehlerquellen von Tensiometermessungen liegen im Befüllzustand des Tensiometers (Trockenfallen bei zu starkem Unterdruck), der Alterung der Keramik oder Undichtigkeiten, Wertesprüngen aufgrund von Installations- bzw. Installationsort-Änderungen, dem Einfluss von Wartungsarbeiten oder Aufzeichnungsproblemen des Datenloggers.

Auf fast allen Intensivmonitoringflächen der NW-FVA werden bzw. wurden über viele Jahre bodenhydrologische Daten in mehr als 3 verschiedenen Tiefen gemessen (Tab. 30). Da die Messwerte in der Regel alle 15 Minuten aufgezeichnet werden, ergibt sich so ein genaues Bild der Veränderungen der Bodenhydrologie im Tagesverlauf, das durch die parallele Messaktivität verschiedener Sensoren auch die Identifikation von Messfehlern auf Basis einfacher

Plausibilitätskontrollen ermöglicht. Die hohe Messfrequenz verursacht aber auch einen großen Aufwand bei der Datensichtung und Kontrolle: Insgesamt wurden für WHH-KW über 57 Millionen Bodenfeuchtemessungen und über 167 Millionen Matrixpotenzialmessungen aufbereitet und ausgewertet. Ca. 25% der Messungen wurden zu diesem Zweck erstmals plausibilitätsgeprüft.

Tab. 30: Bodenhydrologische Messungen auf Intensivmonitoringflächen der NW-FVA

Plot	Jahre	Bodentiefen (cm)
Augustendorf	1994 - 2018	10 20 60 100 250
Bornhöved	2018	10 20 30 40 60 100 300
Colbitz	2015 - 2018	10 20 30 40 60 100 300
Ehrhorn	1992 - 1998	15 50 100 150 200
Fuhrberg	1994 - 2006	15 30 60 90 150
Göttinger Wald	1997 - 1998	20 30 40 50 110
Harste	1994 - 1998	10 20 40
Hessisches Ried Bu	2009 - 2018	10 20 30 40 60 100 150
Hessisches Ried Ei	2009 - 2018	10 20 30 40 60 100 150
Hessisches Ried Ki	2009 - 2018	10 20 30 40 60 100 150
Kellerwald	2018	10
Klötze Douglasie	2014 - 2018	10 20 30 40 60 100 300
Klötze Kiefer	1997 - 2018	30 45 60 85 100
Krofdorf	2009 - 2018	10 20 30 40 60 100 150
Lange Bramke KA	1996 - 2018	20 30 40 45 65 95
Lange Bramke NH	1996 - 2010	15 20 25 40 45 60 100 300
Lange Bramke SH	1996 - 2010	15 20 25 40 45 60 100 300
Löss	1993 - 2018	10 15 20 30 40 60 100 120 180
Nedlitz	1997 - 2018	30 45 60 85 100
Solling B1	1994 - 2018	2 10 20 30 40 60 70 100 180
Solling F1	1991 - 2018	2 10 14 20 27 30 35 40 60 70 100 170 180 230 350 400 500
Spessart	2010 - 2018	10 20 30 40 60 100 150
Zierenberg	2010 - 2018	10 20 30 40 60 100
23 Flächen	297 Jahre	153 Installationstiefen

Shiny-App Qualitätskontrolle Bodenhydrologie

Um die Plausibilitätsprüfung an so vielen Daten zeitnah zu ermöglichen, wurde eine Shiny-App (R-Paket shiny) zur Qualitätskontrolle bodenhydrologischer Daten entwickelt, die viele der möglichen Messfehler automatisch erkennt und als auffällig markiert, so dass ein Bearbeiter sie schneller finden und über Akzeptanz oder Ablehnung eines Messwerts bzw. vieler Messwerte entscheiden kann. Der Vorteil hierbei liegt auch in der objektiven Auswahl auffälliger Messwerte nach immer denselben Kriterien.

Hierzu legt der Bearbeiter zunächst Kriterien für (immer) zulässige Messwerte fest. Bei Wassergehaltsmessungen werden z.B. festgelegt [Grundeinstellungswerte]:

1. Die ohne Niederschläge maximal zulässige Wassergehaltszunahme pro Stunde [0,6mm]
2. Der Zeitraum vor einer größeren Wassergehaltszunahme, in dem Niederschlag gefallen sein muss [5h]
3. Die minimal nötige aggregierte Niederschlagsmenge in den (z.B. 5) Stunden vor einer Wassergehaltszunahme [2mm]
4. Der minimal zulässige Wassergehalt [je nach pF-Kurve des Standorts, z.B. 1%]
5. Der maximal zulässige Wassergehalt [je nach pF-Kurve des Standorts, z.B. 60%]
6. Die maximal zulässige Wassergehaltsänderung nach einer kurzen Messlücke [0,3%]
7. Die maximal zulässige Abnahmerate des Wassergehalts [-1% / 15min]

Bei Matrixpotenzialmessungen werden folgende Kriterien geprüft:

1. Die maximale pro Stunde zulässige Matrixpotenzialabnahme durch Austrocknung [-20 hPa]
2. Die maximal in 3 Stunden zulässige Matrixpotenzialabnahme durch Austrocknung [-30 hPa]
3. Das vor einer Matrixpotenzialzunahme auf Niederschläge zu untersuchende Zeitintervall [1h]
4. Die maximal zulässige Matrixpotenzialzunahme ohne Niederschläge im Zeitintervall [80 hPa]
5. Die maximal zulässige Matrixpotenzialzunahme an Tagen ohne Niederschlag [30 hPa]
6. Die minimale Niederschlagsrate, die ohne Frost immer zu einer Matrixpotenzialzunahme führt [3mm/h]
7. Die innerhalb von 3 Stunden minimal erwartete Matrixpotenzialzunahmerate nach solchen Niederschlagsraten (s.6.) [4% des aktuellen Matrixpotenzials / h]
8. Die maximal zulässige Matrixpotenzialabnahme in 15 Minuten [50 hPa]
9. Das maximale Matrixpotenzial nach Offsetkorrektur [7 hPa]
10. Das minimale Matrixpotenzial gemäß Messbereich [-850 hPa]
11. Matrixpotenzial, unter dem es innerhalb von 15 Minuten immer eine Veränderung gibt [-500 hPa]

Die App wird dann ausgeführt und zeigt für jeweils einen Sensor und ein Jahr die Tagesmittelwerte der Messungen an (Tageswert-Darstellung, Abb. 3). Zeiten mit großem Messfehler (außerhalb des Messbereichs) oder Fehlwerte aufgrund von Datenaufzeichnungsstörungen können so schon vor der Detailbetrachtung der einzelnen Messpunkte vom Datensatz ausgeschlossen werden. Hierzu kann der Bearbeiter durch Mausziehen eine Gruppe von Messpunkten auswählen und Ihnen einen entsprechenden Messwertstatus zuweisen. Der gegenwärtig in der Datenbank vorhandene Messwertstatus wird ebenfalls tageweise aggregiert und farblich dargestellt. Der Bearbeiter kann nach erfolgter Vorsortierung die Tageswert-Darstellung abschalten.

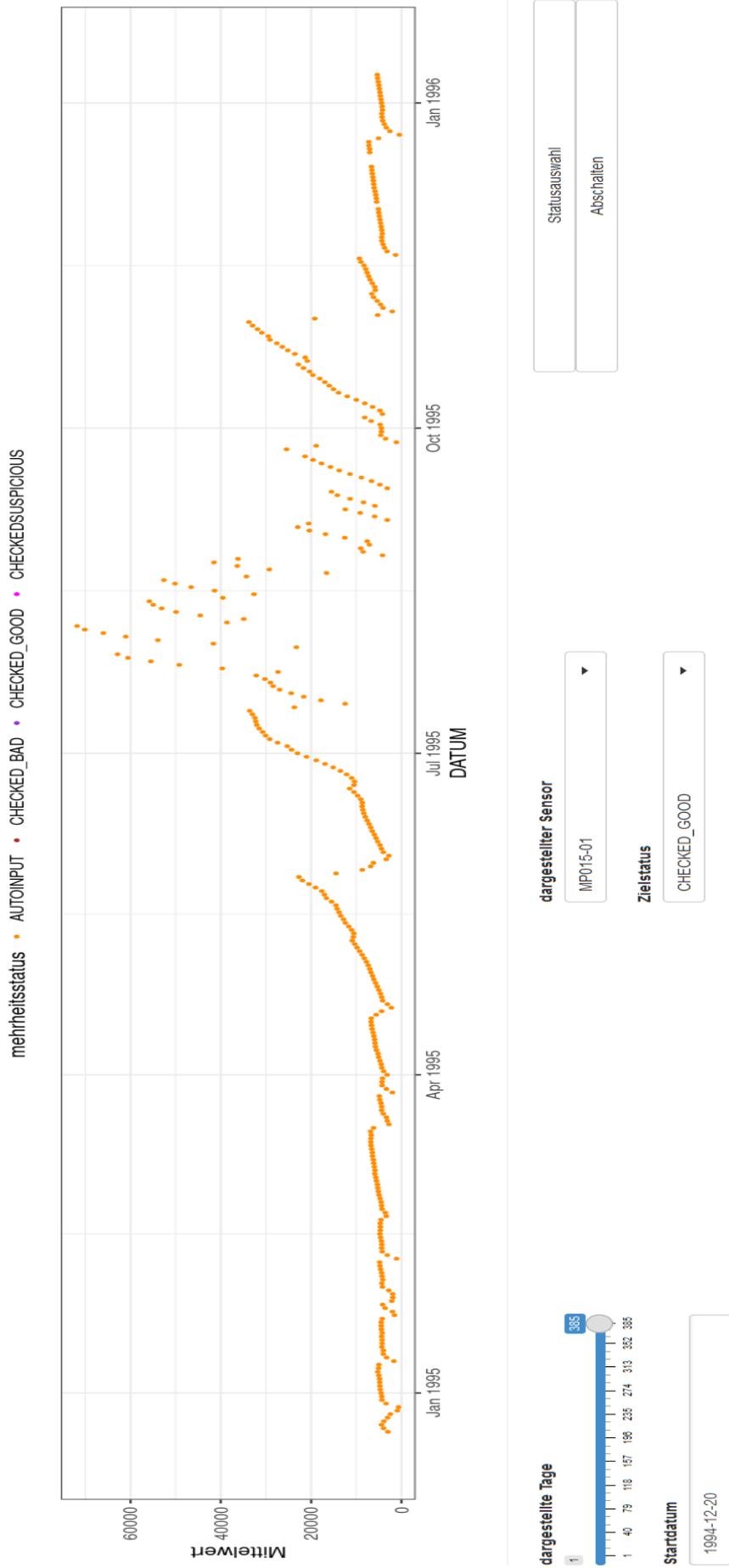
Hieran anschließend öffnet sich automatisch ein interaktives Diagramm: Die Dygraph-Darstellung (R-Paket dygraphs) umfasst die Originalmesswerte einer Messtiefe im Jahresgang für alle Sensoren in ihrer höheren zeitlichen Auflösung – im Beispiel die drei Matrixpotenzialsensoren (dargestellt in 3 Orangetönen) in 90cm Tiefe der Intensivmonitoringfläche Fuhrberg über das Jahr 1995 (Abb. 4, die Matrixpotenziale sind als positive Werte dargestellt). Auf Basis der Kriterien gefundene Auffälligkeiten werden rötlich mit einer Abkürzung für den Grund für ihre Auffälligkeit in einem kleinen Textfeld markiert. Parallel zu den bodenhydrologischen Messwerten gemessene Variablen wie Freilandniederschlag, Kronentraufe, Luftfeuchte, Lufttemperatur und Bodentemperatur werden ebenfalls dargestellt. Bei der Kronentraufe wird zusätzlich angezeigt, wenn sie höher liegt als der Freilandniederschlag. Daneben werden durch senkrechte Striche auch die bekannten Wartungstermine dargestellt.

Der Vorteil der Dygraph-Darstellung ist, dass der Bearbeiter durch Mausziehen leicht in den Datensatz hineinzoomen kann und sich etwa ein kurzes Zeitfenster von wenigen Tagen oder Stunden ganz genau ansehen kann. Auch ein Vergleich mit Sensoren aus einer anderen Tiefenstufe ist als zusätzliche Dygraph-Darstellung möglich. Man hat dann in einer Eingabemaske mit den

zeitlich hochaufgelösten (15min-) Werten analog zu Abb. 3 die Möglichkeit, Einzelmesswerten oder Teilzeitreihen einen Messwertstatus (akzeptiert/abgelehnt) zu geben, anhand dessen sie später automatisch aussortiert werden.

Die Dygraph-Darstellung mit allen durch die Statusvergabe bewirkten Änderungen im Datensatz wird dem Bearbeiter abschließend präsentiert und im Falle einer Bestätigung durch den Bearbeiter als HTML-Datei abgespeichert. Hierdurch bleibt das Diagramm zoomfähig und kann auch bei späteren Kontrollen im Detail inspiziert werden (vgl. Abb. 5).

Jahresübersicht

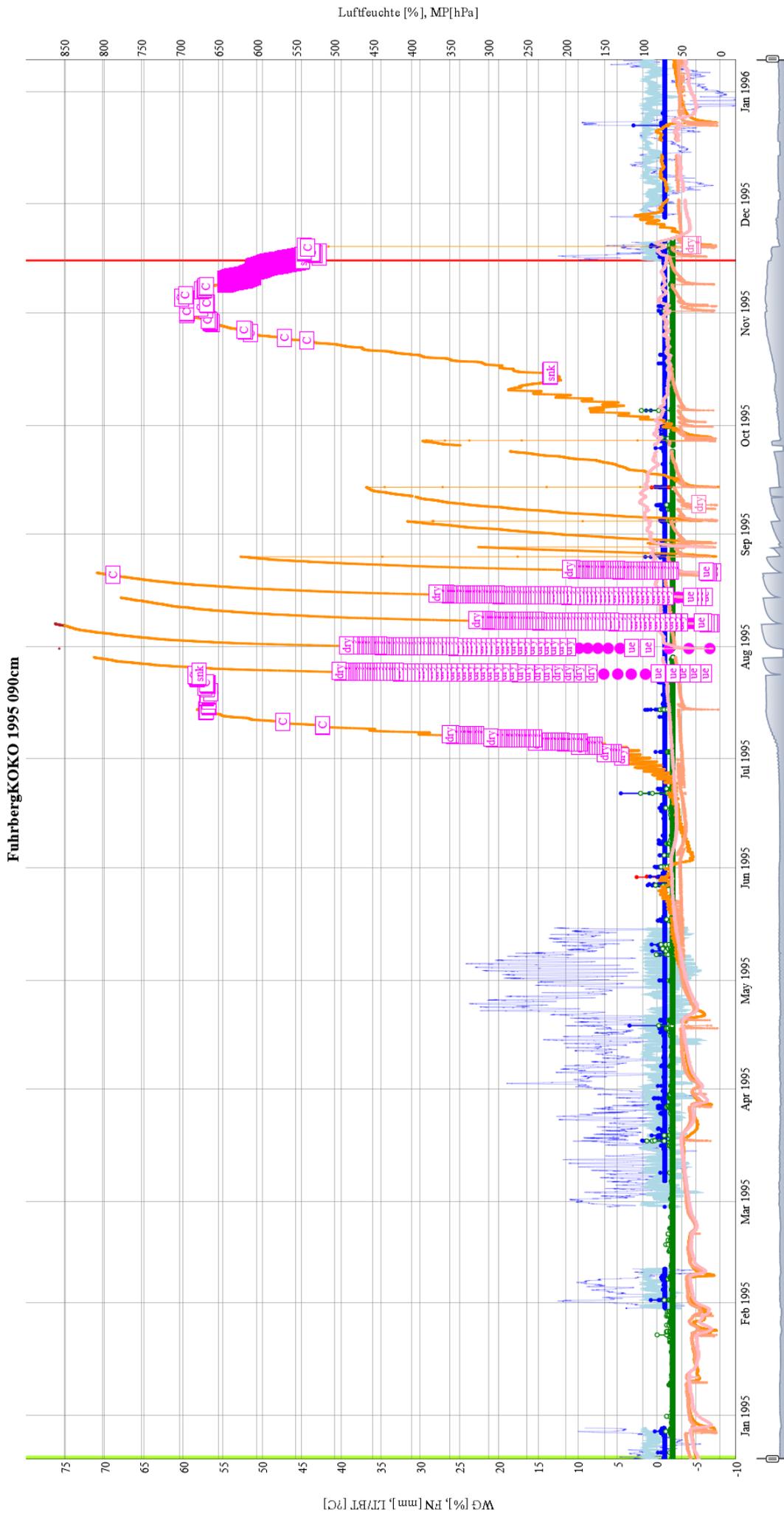


Schlussbericht

Abb. 3: Shiny-App-Darstellung der Tagesmittelwerte zu den vorhandenen Messwerten mit Eingabemaske für den Bearbeiter. Die Auswahl von Punkten für die Statusänderung erfolgt durch Mausziehen in der Grafik.

Abb. 4 (folgende Seite):

Dygraph-Darstellung der Messwerte aller Sensoren einer Messtiefe mit den auf Basis der Kriterien ermittelten Problemwerten am Beispiel der Fläche Fuhrberg 1995 in 90cm Tiefe.



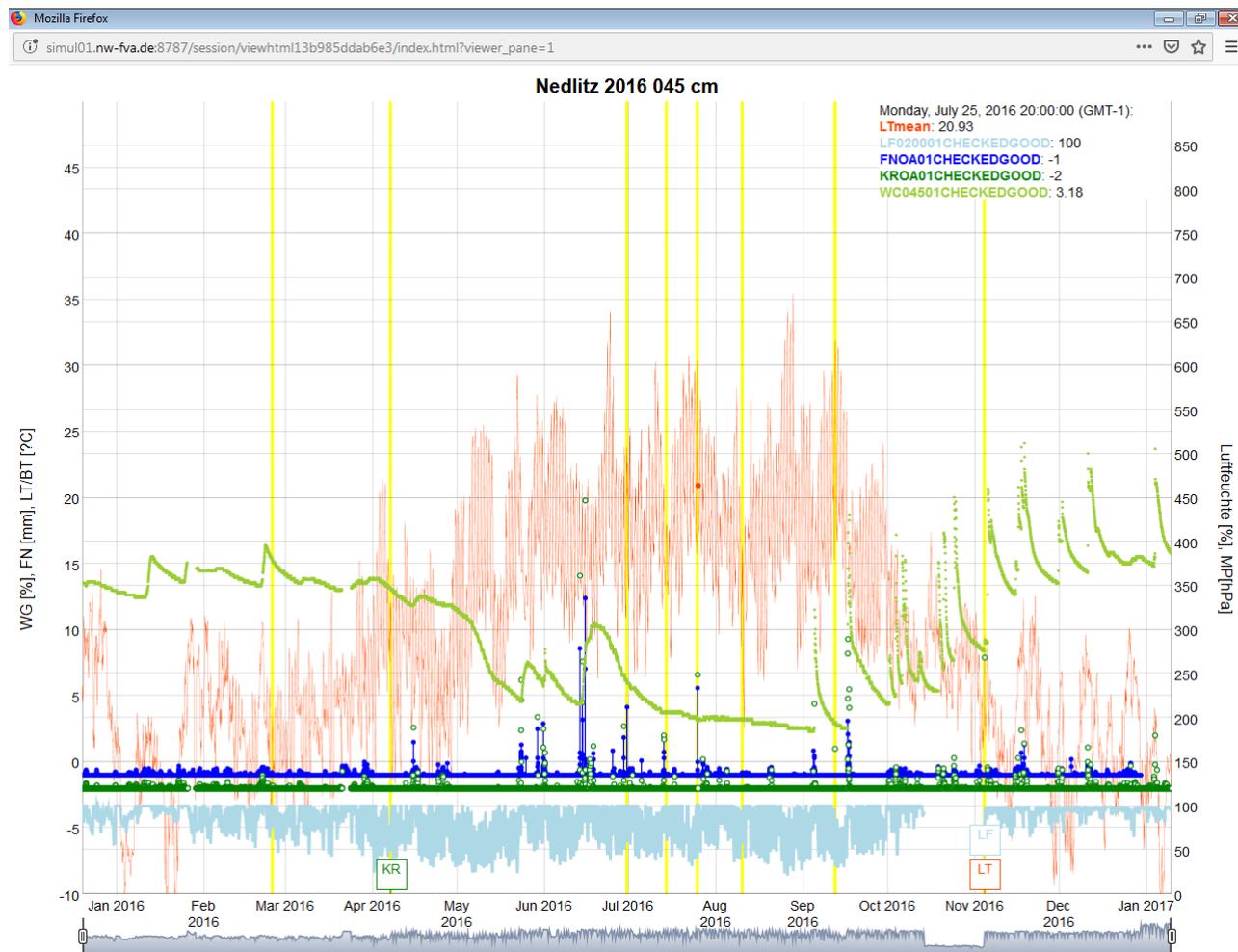


Abb. 5: Beispiel einer zoomfähigen Dygraph-Darstellung der Wassergehaltmessungen (1 Sensor, hellgrün) in der Tiefe 45cm in Nedlitz im Jahr 2016. Im Hintergrund rot sind die Temperaturmessungen und in hellblau die Luftfeuchtemessungen auf der Freifläche dargestellt. Die Niederschläge (dunkelblau) und die Kronentraufe (dunkelgrün) sind zur Darstellung um 1 bzw. 2 mm von der x-Achse versetzt dargestellt. Wartungstermine sind in gelb dargestellt und Sensorwechsel an den Wartungsterminen durch Quadrate mit einer entsprechenden Abkürzung erkennbar. Ein roter Datenpunkt im Zentrum des Graphen markiert einen Kronentraufemesswert, der höher als der zugehörige Niederschlagswert liegt.

Kronentraufemessungen

Bei der Aufbereitung der Kronetraufemessungen geht es neben der Qualitätskontrolle auch darum, einen bestandesrepräsentativen Mittelwert korrekt aus der variablen Anzahl jeweils intakter Kronentraufesammler herzuleiten. Die Messinstallationen für die Kronentraufe im Bestand umfassen in der Regel 15 oder 21 Kronetraufesammler, die in einem regelmäßigen Raster stehen, um die räumliche Variabilität der Kronentraufe abzubilden. Zusätzlich ist benachbart ein zeitlich hochauflösenden Kronetraufesensor aufgestellt, der ca. alle 15 Minuten einen Messwert liefert, der aber nicht bestandesrepräsentativ ist. Außerdem wird auch der Freilandniederschlag mit einem hochauflösenden Niederschlagssensor gemessen. Weil die Kronetraufesammler nur ca. alle 14 Tage geleert werden, sind tägliche Kronetraufewerte nur mithilfe der hochauflösenden Sensoren abzuleiten. Für die Aufbereitung standen Daten mit überlappender Messung von Kronetraufesammlern und hochauflösenden Sensoren von 23 Intensivmonitoringflächen zur Verfügung (Tab. 31). Für die Baumart Buche wurden 118 Messjahre aufbereitet, für Kiefer 66 Messjahre, Fichte 42 Messjahre, Eiche 29 Messjahre und die Douglasie 9 Messjahre.

Fehlerquellen bei der Kronetraufemessung liegen beim Ausleeren (wenn nicht die vollständige Menge gemessen wurde, wird dies vermerkt), die Sammler können unter Umständen überlaufen,

nach starkem Schneefall kann Schnee vom Sammler heruntergeweht werden, Blockierungen an der Durchflussöffnung können dazu führen, dass Wasser aus dem aufgesetzten Trichter verdunstet und die Auffangfläche kann durch Beschädigungen verändert sein. Fehlerquellen bei den hochauflösenden Sammlern liegen in ihrer Kalibrierung, Effekten von Wartungsarbeiten und Neupositionierung des Sensors, Datenlücken durch Energiemangel oder Fehlfunktionen und zusätzlich zum Niederschlag gemessenen Objekten im Wägeteil des Sensors.

Tab. 31: vorliegende Jahre mit Kronentraufesammler-Messungen (ca. 14-tägig) und Messungen von zeitlich hochauflösenden Niederschlagssensoren (ca. alle 15 Minuten)

Plot	Kronentraufe-Sammler	hochaufgelöster Freilandniederschlag	hochaufgelöste Kronentraufe
Augustendorf	1993-2019	1998-2019	1995-2019
Bornhöved	1989-2019	2003-2019	2015-2019
Colbitz	2009-2019	-	2015-2019
Ehrhorn	1982-2019	1995-2019	2001-2019
Fuhrberg	1993-2007	1994-2005	1994-2007
Göttinger Wald	1982-2019	1998-2019	1998-2019
Harste	1983-2004	1994-2004	1995-2004
Hessisches Ried Bu	1999-2019	2008-2019	2008-2019
Hessisches Ried Ei	1999-2019	2008-2019	2009-2018
Hessisches Ried Ki	1999-2019	2008-2019	2009-2019
Kellerwald	2006-2019	extern	2019-
Klötze Douglasie	2013-2019	1998-2019	2013-2019
Klötze Kiefer	1998-2019	1998-2019	2009-2019
Krofdorf	1983-2019	1997-2019	2010-2019
Lange Bramke KA	1986-2019	1998-2019	1998-2019
Lange Bramke NH	1977-2019	1998-2019	1998-2004
Lange Bramke SH	1977-2019	1998-2019	1998-2010
Lüss	1993-2019	1998-2019	1999-2019
Nedlitz	1998-2019	1998-2019	2009-2019
Solling B1	1978-2019	2000-2019	1995-2019
Solling F1	1978-2019	2000-2019	1999-2019
Spessart	1985-2019	1997-2019	2010-2019
Zierenberg	1990-2019	2009-2019	2010-2019

Das Vorgehen bei der Herleitung der bestandesrepräsentativen Kronentraufe umfasste die folgenden Schritte:

1. Ausschluss der Sammler-Messintervalle, an denen nicht alle Sammler fehlerfrei gemessen haben.
2. Berechnung des Mittelwerts der fehlerfreien und nicht niederschlagsfreien Sammler-Messintervalle
3. Ableitung der positionstypischen Abweichung (Ortsfaktoren) jedes Sammlers zu den so ermittelten Mittelwerten
4. Beurteilung der zeitlichen Konstanz der Ortsfaktoren, u. U. Ermittlung von Sommer- und Winter-Ortsfaktoren

5. Extrapolation der Ortsfaktoren auf die Messintervalle, in denen nicht alle Sammler fehlerfrei gemessen haben, zur Rekonstruktion des bestandestypischen Mittelwerts für diese Messintervalle (dabei Verwendung des zeitlich nächstgelegenen Ortsfaktors).
6. Ermittlung des Ortsfaktors der hochauflösenden Sensoren im Verhältnis zum Kronentraufesammler-Mittelwert.
7. Ableitung der täglichen bestandesrepräsentativen Kronentraufe aus den Ortsfaktoren des hochauflösenden Kronentraufesensors, hilfsweise aus dem Ortsfaktor des hochauflösenden Freilandniederschlagssensors.

Diese Berechnung geht davon aus, dass es ein im langfristigen Mittel konstantes Verhältnis zwischen Kronentraufesammler-Mittelwert und dem Messwert an einzelnen Positionen im Bestand gibt, solange sich die Struktur über den Positionen und Sammlern nicht verändert, weil sich langfristig alle vorkommenden Wetterlagen einstellen, die das Verhältnis zwischen Kronentraufesammler-Mittelwert und der Kronentraufe an einer beliebigen Position im Bestand beeinflussen. Kurzfristig sind aber wetterbedingt starke Abweichungen von dem langfristig wirksamen Verhältnis möglich, etwa durch das Vorherrschen einer ansonsten eher selten auftretenden Windrichtung. Da sich die Struktur mit den phänologischen Veränderungen der Kronen im Jahreslauf bei Laubbäumen ändert, mussten in dem Fall für das Sommerhalbjahr und das Winterhalbjahr unterschiedliche Ortsfaktoren berechnet werden. Auf lange Sicht (mehrere Jahre) kann der Ortsfaktor zudem durch die wachstumsbedingten Strukturveränderungen einen Trend aufweisen.

Das beschriebene Vorgehen wird durch den in früheren Jahren üblichen Unterschied in der Anzahl von Sommersammlern und Wintersammlern (Schneeeimer) und das gelegentliche Auftreten von Parallelmessungen mit anderen Sammlertypen noch etwas verkompliziert. Auch sind bei vielen Beständen längere Messperioden bekannt, in denen die hochauflösenden Sammler nicht korrekt kalibriert waren und die Uhrzeit der Kronentraufesammler-Leerung wurde nicht immer notiert, was an Niederschlagstagen zu unklaren Zuordnungen führen kann.

Um diesen Punkten zu begegnen, wurden für die Ermittlung der Ortsfaktoren für die hochauflösenden Sensoren nur die Kronentraufesammler-Messintervalle betrachtet, die den folgenden Kriterien entsprachen:

1. Die Sammlerintervalle dürfen nicht an einem Niederschlagstag (bzw. Kronentraufetag) beginnen oder enden.
2. Um das sicher zu stellen, werden am Starttag und am Endtag des Sammlerintervalls außerhalb des Sammlerintervalls maximal 2 Stunden an Datenlücken toleriert.
3. Die zugehörige hochauflösende Messung darf maximal eine Stunde an Datenlücken aufweisen (das minimiert den Fehler, falls in dem Zeitraum doch Niederschlag gefallen sein sollte).
4. Das Sammlerintervall soll längstmöglich, mindestens aber 14 Tage lang sein, um dem kurzfristigen Effekt einer Wetterlage nicht zu viel Gewicht zu verleihen und den Einfluss zugelassener Datenlücken gering zu halten. Wenn die Verbindung lückenlos aufeinanderfolgender Sammlerintervalle zu einer längeren Sammlerperiode alle Kriterien erfüllt, werden die Sammlerintervalle verbunden.
5. Die zugehörige hochauflösende Messung muss eine Kronentraufe > 0 aufweisen.
6. Messintervalle mit bekannter falscher Kalibrierung des hochauflösenden Sensors wurden ausgeschlossen.

Für jede der bis zu einem Jahr (bei Nadelbäumen, sonst 6 Monate) langen Sammlerperioden wurden dann die Ortsfaktoren der hochauflösenden Sensoren ermittelt. Basierend auf der Annahme, dass die Ortsfaktoren von der über dem Sensor befindlichen Struktur abhängig und damit nur langsam veränderlich sind, erfolgte die Interpolation des langfristigen Ortsfaktors über den Gesamtzeitraum der Messungen mit einer relativ starren quadratischen Funktion, um den langfristigen Trend erfassen zu können, ohne einzelnen mess- oder wetterlagenbedingten Ausreißern zu viel Gewicht zu geben (Abb. 6).

Erstellung der täglichen Bestandesniederschlagszeitreihe

Die tägliche Bestandesniederschlagszeitreihe wurde im Prinzip durch Aggregation der hochauflösenden Kronentraufezeitreihe erstellt, nachdem diese mit Ortsfaktoren auf die gemittelten Sammlersummen korrigiert war. Sie wurde in den kriterienkonformen Sammlerintervallen direkt

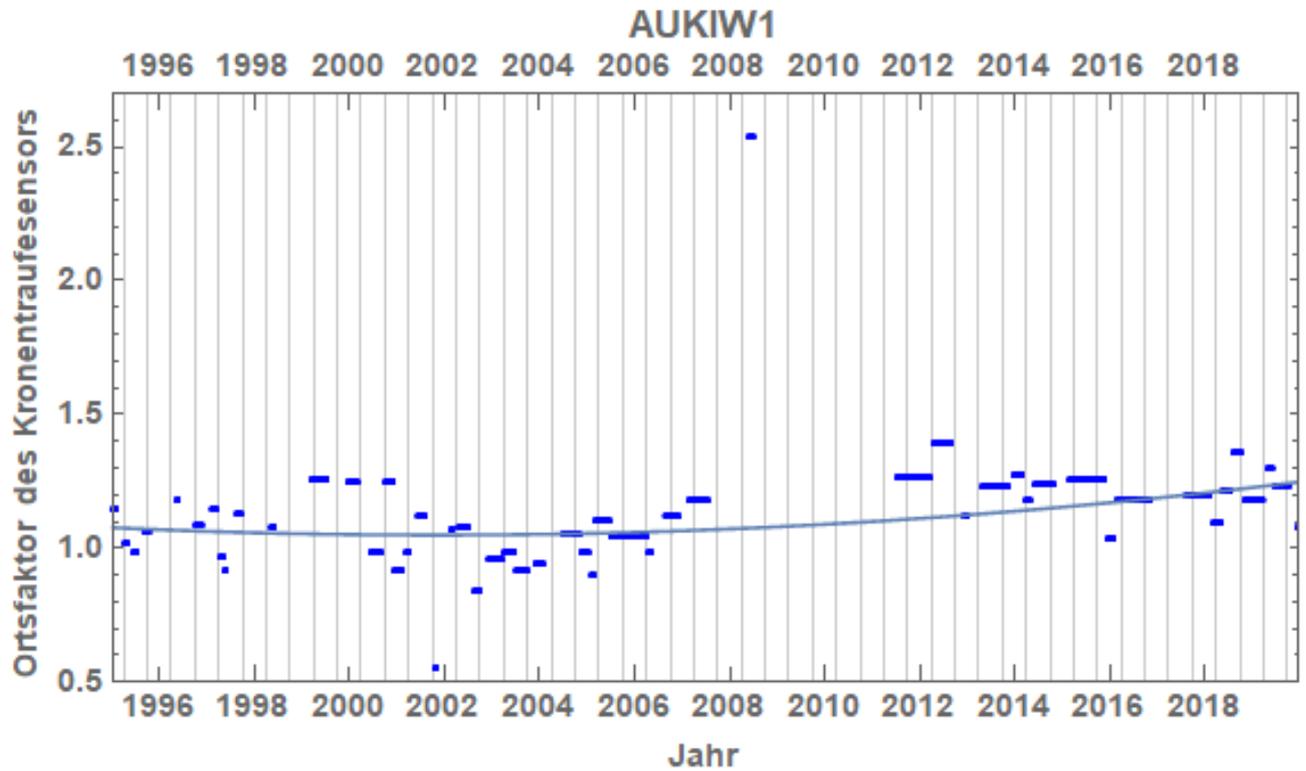


Abb. 6: Entwicklung des Kronentraufesensor-Ortsfaktors über den Gesamtzeitraum vorliegender Kronentraufemessungen auf der Kiefernfläche Augustendorf. In blau dargestellt sind die Tage der für die Ortsfaktorberechnung geeigneten Messintervalle. Die Line ist eine nichtlineare Approximation mit einem Polynom zweiten Grades, Senkrechte Striche sind die Halbjahresgrenzen zwischen Vegetationsperiode und Winterruhe. Da die Werte dieser Linie immer über 1 liegen, steht der hochauflösende Kronentraufesensor in Augustendorf an einer Position, an der mehr Kronentraufe gemessen wird als im Durchschnitt des Kronentraufesammler-Messfelds. Im Zeitraum zwischen Januar 2009 und Juni 2011 konnten die Daten aufgrund eines Kalibrierungsproblems nicht verwendet werden.

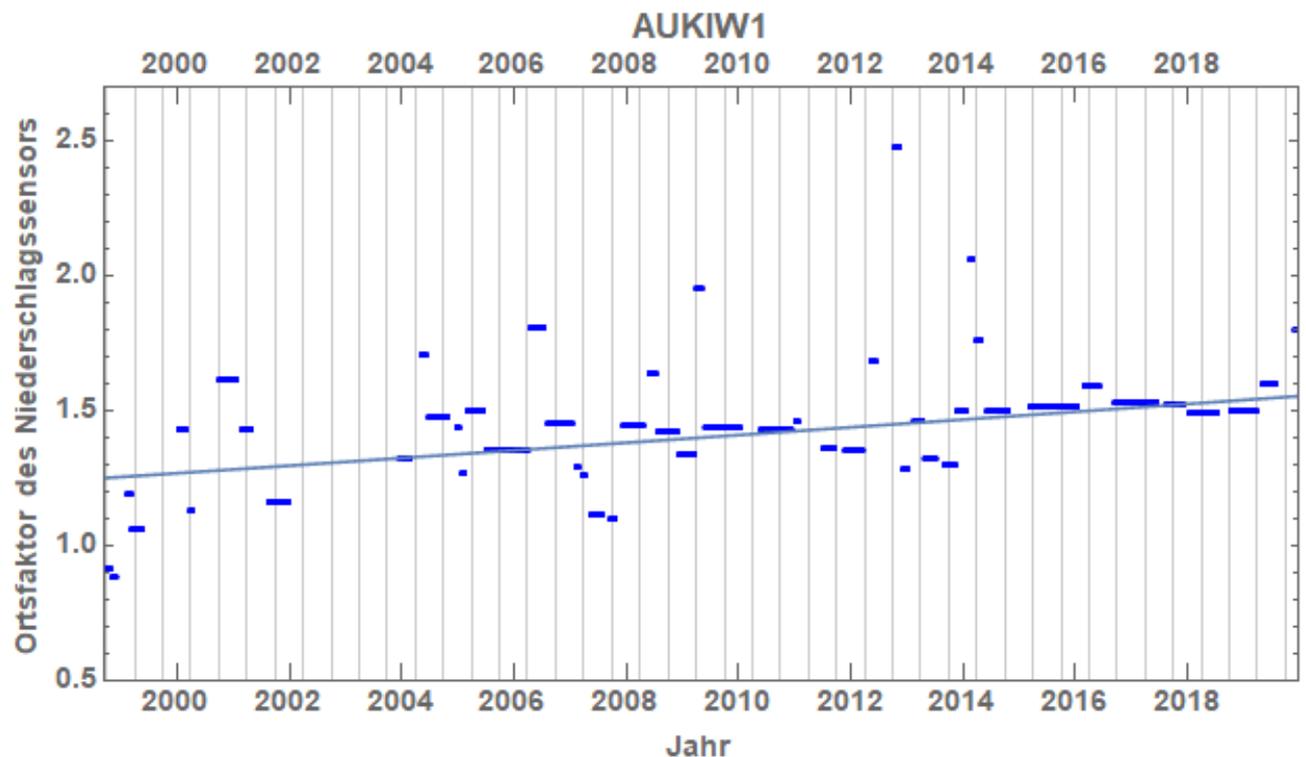


Abb. 7: Entwicklung des Ortsfaktors für den hochauflösenden Freilandniederschlagssensor über den Gesamtzeitraum vorliegender Kronentraufemessungen auf der Kiefernfläche Augustendorf. Farben und Symbole wie in Abb. 6. Der Niederschlagssensor hat in den ersten Jahren etwa 30% mehr Niederschlag erfasst, als im Bestand als Kronentraufe gemessen wurde. Durch das Wachstum des Bestandes waren es bis zum Jahr 2020 50% mehr.

aus der Zeitreihe der hochauflösenden Kronentraufemessung abgeleitet, indem die Absolutwerte um den anhand dieses Zeitraums ermittelten Ortsfaktor auf die Sammlermittelwerte korrigiert wurden. Die Sammlerintervalle, die den oben genannten Kriterien nicht entsprechen, wurden zunächst als Lücken in der täglichen Kronentraufezeitreihe behandelt, wobei jedoch immer ein Sammler-Messwert vorhanden war – lediglich im Falle leerungsloser oder mit Fehlerstatus indizierter Zeiträume musste dieser Sammlermesswert (meistens Null) überprüft und unter Umständen korrigiert werden. Diese Überprüfung basierte auf der hochauflösenden Kronentraufemessung, hilfsweise auch auf der hochauflösenden Freilandniederschlagsmessung. Falls bei der hochauflösenden Messung Niederschlag festgestellt wurde, wurde er um den interpolierten langfristigen Ortsfaktor korrigiert und so in die tägliche Kronentraufezeitreihe übernommen. In der Folge musste dann allerdings auch die Kronentraufesumme des bisher als niederschlagslos gewerteten leerungslosen Sammlerintervalls korrigiert werden, mit der Konsequenz, dass auch die Kronentraufe des darauffolgenden Sammlerintervalls um diesen Betrag reduziert werden musste (die zu geringe Füllung der Sammler rechtfertigte keine Leerung und blieb deshalb bis zur nächsten regulären Leerung in den Sammlern).

Bei den noch vorhandenen Lücken in der täglichen Kronentraufezeitreihe wurde bei den Sammlerintervallen mit weniger als 5% Messlücken in der hochauflösenden Zeitreihe davon ausgegangen, dass in den Messlücken kein Niederschlag gefallen war, so dass die hochauflösende Zeitreihe ebenfalls um den Ortsfaktor auf die Sammlersumme korrigiert in die tägliche Kronentraufezeitreihe einging. Falls dann noch Sammlerzeiträume ohne ausreichende hochauflösende Messung übrig waren, wurde die für die Intensivmonitoringfläche räumlich interpolierte tägliche Niederschlagsreihe des DWD verwendet, um ein auf die Sammlersumme korrigiertes Stück der täglichen Kronentraufezeitreihe aus dem interpolierten langfristigen Ortsfaktor des Freilandniederschlagsensors abzuleiten.

Auffällig geworden sind einige Sammlerzeiträume, in denen die gemessene Kronentraufe um mehr als 20% unter dem Messwert der mit dem interpolierten langfristigen Ortsfaktor korrigierten Zeitreihe von sowohl Freilandniederschlagssensor als auch Kronentraufesensor lag. In diesen Fällen wurde bei guter Übereinstimmung und Vollständigkeit von beiden hochauflösenden Messergebnissen die Sammlermessung überprüft und wegen vermuteter Übertragungs- oder Messfehler mit dem niedrigeren Wert der beiden aus den hochauflösenden Messungen stammenden Ergebnisse ersetzt. Bei dem Messfehler in diesen Fällen kann es sich um die von Kronentraufesammlern nicht gemessenen, von den nach dem Wägeprinzip arbeitenden hochauflösenden Sensoren aber erfassten Kleinstmengen handeln, die lediglich zur Benetzung des Trichters führen, ohne dabei eine messbare Menge zu generieren. Zwischen dem Auftreten solcher Kleinstniederschläge unter 0,2mm/15min und der beobachteten Unterschätzung durch die Sammler relativ zum ortsfaktorkorrigierten Ergebnis der hochauflösenden Kronentraufemessung konnte bei 12 der 23 Flächen eine signifikante Korrelation gefunden werden (Abb. 8).

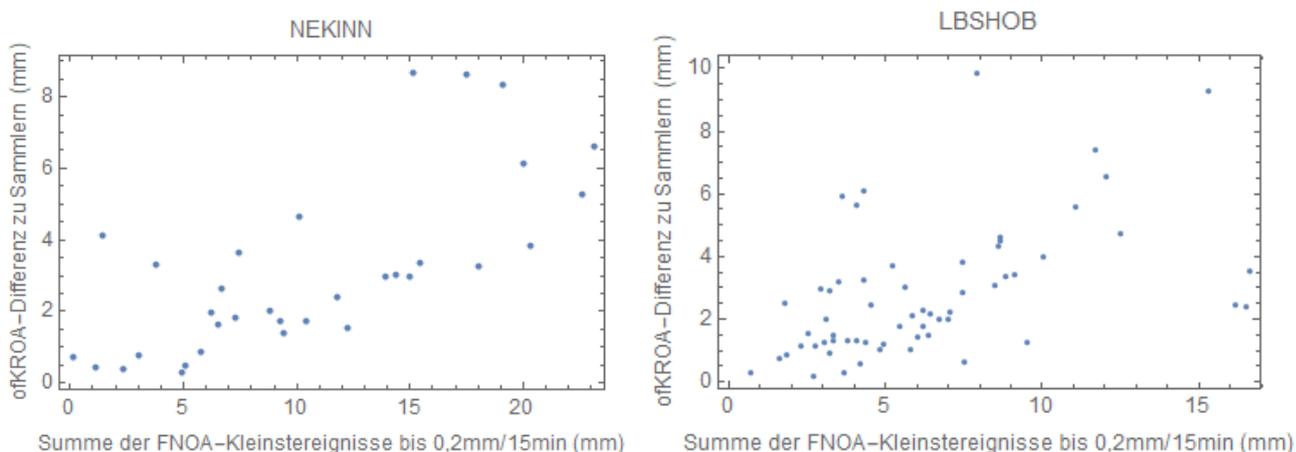


Abb.8: Korrelation zwischen dem Auftreten von Kleinstniederschlägen unter 0,2mm/15min gemäß hochauflösendem Freilandniederschlagssensor (FNOA) und der relativen Unterschätzung der Kronentraufe durch die Kronentraufesammler im Vergleich zum ortsfaktorkorrigierten Ergebnis des hochauflösenden Kronentraufesensors (KROA) auf den Flächen Nedlitz Kiefer ($r^2=0,5$, $p < 0,0001$) und Lange Bramke Südhang Fichte ($r^2=0,24$, $p < 0,0001$). Jeder Punkt entspricht einem Sammler-Messintervall.

Kalibrierung des Interzeptionsmodells

Mit der Erstellung einer ortsfaktorkorrigierten und zeitlich hoch aufgelösten Kronentraufezeitreihe für jede Intensivmonitoringfläche der NW-FVA waren Voraussetzungen für eine genauere Analyse des Interzeptionsmodells von LWF Brook90 gegeben, die aufgrund des unterschiedlichen Messaufbaus in den anderen Ländern nicht vorlagen. Aus diesem Grund wurden die Interzeptionsparameter in zwei Schritten kalibriert: Die Parameter wurden in ersten Schritt anhand der Formeln des Interzeptionsmodells an Messdaten von Schnee- und Regenereignissen von den NW-FVA-Flächen gefittet. Im zweiten Schritt wurden die so gefundenen Parameter mit unabhängigen Messdaten der Intensivmonitoringflächen in Bayern und Baden-Württemberg getestet und angepasst.

Das Interzeptionsmodell von LWF-Brook90 entspricht dem ursprünglich von Federer in Brook90 implementierten Interzeptionsmodell und basiert auf einer Gleichung, die die Veränderung des Kronenspeichers S , also der im Kronendach gespeicherten Wassermenge mit der Zeit t beschreibt:

$$\frac{dS}{dt} = C - D - I \quad (1)$$

Hierbei entspricht C der Auffangrate des Niederschlags auf Kronenelementen (Äste, Blätter, etc.). D ist die Abtropfrate, die alle Vorgänge einschließt, durch die aufgefangener Niederschlag letztlich doch zum Boden gelangt und I ist die Rate der Interzeptionsverdunstung vom Kronendach. In Brook90 werden die Prozesse des Auffangens und Abtropfens bilanziert als eine Art effektive Auffangrate des Kronendachs $RINT$ betrachtet:

$$RINT = C - D \quad (2)$$

Diese Rate und alle folgenden Größen gibt es für Regen ($RINT$) genauso wie für Schnee ($SINT$). Damit umfasst $RINT$ also nur das Wasser, was das Kronendach erreicht und es ausschließlich durch Verdunstung wieder verlässt. Übertragen auf unsere Messdaten lässt sich die effektive Auffangrate $RINT$ also berechnen aus:

$$RINT = \text{Niederschlag}/t - \text{Kronentraufe}/t - \text{Stammablauf}/t \quad (3)$$

Zwischen der effektiven Auffangrate $RINT$ des Kronendachs und der Niederschlagsmenge $RFAL$ besteht ein Sättigungsverhältnis: Bei geringen Niederschlagsmengen ($< x$) wird das Verhältnis im Modell als linear angenommen,

$$RINT = \text{coeff} * RFAL, \quad RFAL < x \quad (4)$$

während bei relativ großen Niederschlagsmengen ($\geq x$) die Kronendachspeicherkapazität $INTRMX$ überschritten werden kann, so dass zusätzlicher Niederschlag nicht mehr zu einer Erhöhung der auf dem Kronendach zur Verdunstung aufgefangenen Wassermenge führen kann:

$$RINT = PINT + (INTRMX - INTR) / t, \quad RFAL \geq x \quad (5)$$

In dem Fall ist $RINT$ also abhängig vom noch zur Verfügung stehenden Kronendachspeicher ($INTRMX$ abzüglich des aktuellen Füllstands des Kronendachspeichers $INTR$). Zusätzlich zum Kronendachspeicher steht noch die für denselben Zeitraum gültige potenzielle Interzeptionsverdunstungsrate $PINT$ zur Verfügung, durch die der Kronendachspeicher permanent geleert wird. Damit ist auch der Schwellenwert x für den Übergang zwischen beiden Gleichungen (4, 5) kein fester Wert sondern vom jeweils aktuellen Füllstand des Kronendachspeichers abhängig.

Die Konstante coeff aus Gleichung (4) ist der effektive Auffangkoeffizient des Kronendachs. Er ist direkt von der Art und Menge zur Verfügung stehender Oberflächen im Kronendach abhängig:

$$\text{coeff} = FRINTL * LAI + FRINTS * SAI \quad (6)$$

Hierbei sind LAI der Blattflächenindex und SAI der Holzoberflächenindex des Kronendachs. Die Parameter $FRINTL$ und $FRINTS$ bestimmen, wieviel Wasser je Blattoberfläche bzw. je Holzoberfläche verdunstungseffektiv aufgefangen werden kann. Auch die Kronendachspeicherkapazität $INTRMX$ ist direkt von den Kronendachoberflächen abhängig:

$$INTRMX = CINTRL * LAI + CINTRS * SAI \quad (7)$$

Die Parameter CINTRL und CINTRS geben an, wieviel Niederschlagswasser maximal je Blattoberfläche bzw. je Holzoberfläche im Kronendach gehalten werden kann. Neben den vier Regenparametern FRINTL, FRINTS, CINTRL und CINTRS gibt es analog dazu auch die vier Schneeparameter FSINTL, FSINTS, CINTSL und CINTSS, also insgesamt acht artspezifische Parameter im Interzeptionsmodell.

Ableitung der Interzeptionsparameter aus Messdaten

Für die Parameterherleitung aus Messdaten kann man sich das reale Verhältnis zwischen RINT und RFAL ansehen, welches tatsächlich einem Sättigungsverlauf entspricht. Hierzu wurden aus den vorhandenen Niederschlagsereignissen der Intensivmonitoringflächen aber nur bestimmte Niederschlagsereignisse herausgesucht:

1. Es wurden nur Niederschlagsereignisse analysiert, die sich gut voneinander abgrenzen lassen – deshalb durfte es 24 Stunden vor und nach dem Ereignis nicht geregnet haben, der Füllstand des Kronendachspeichers INTR ist damit vor dem Ereignis Null.
2. Kürzere Niederschlagspausen während eines Ereignisses kommen häufig vor und wurden für die Analyse akzeptiert, weil sonst zu wenige Ereignisse übrig geblieben wären. Ihre Dauer durfte insgesamt ein Drittel der Niederschlagsdauer nicht überschreiten, so dass von einer kontinuierlich sehr hohen Luftfeuchtigkeit nahe 100% ausgegangen werden kann.
3. Als zugehörige Kronentraufe wurden alle Kronentraufe-Messergebnisse betrachtet, die bis zu 1 Stunde vor dem Freilandniederschlagsbeginn auf der Freifläche und bis zu 12 Stunden nach dem Freilandniederschlagsende registriert wurden.
4. Die Niederschlagsereignisse durften maximal 6 Stunden dauern.

Die so ausgewählten Niederschlagsereignisse wurden dann zusammen mit der zugehörigen Kronentraufemessung in vier Kategorien sortiert: Regenfall mit Belaubung, Regenfall ohne Belaubung, Schneefall mit Belaubung und Schneefall ohne Belaubung (Abb. 9).

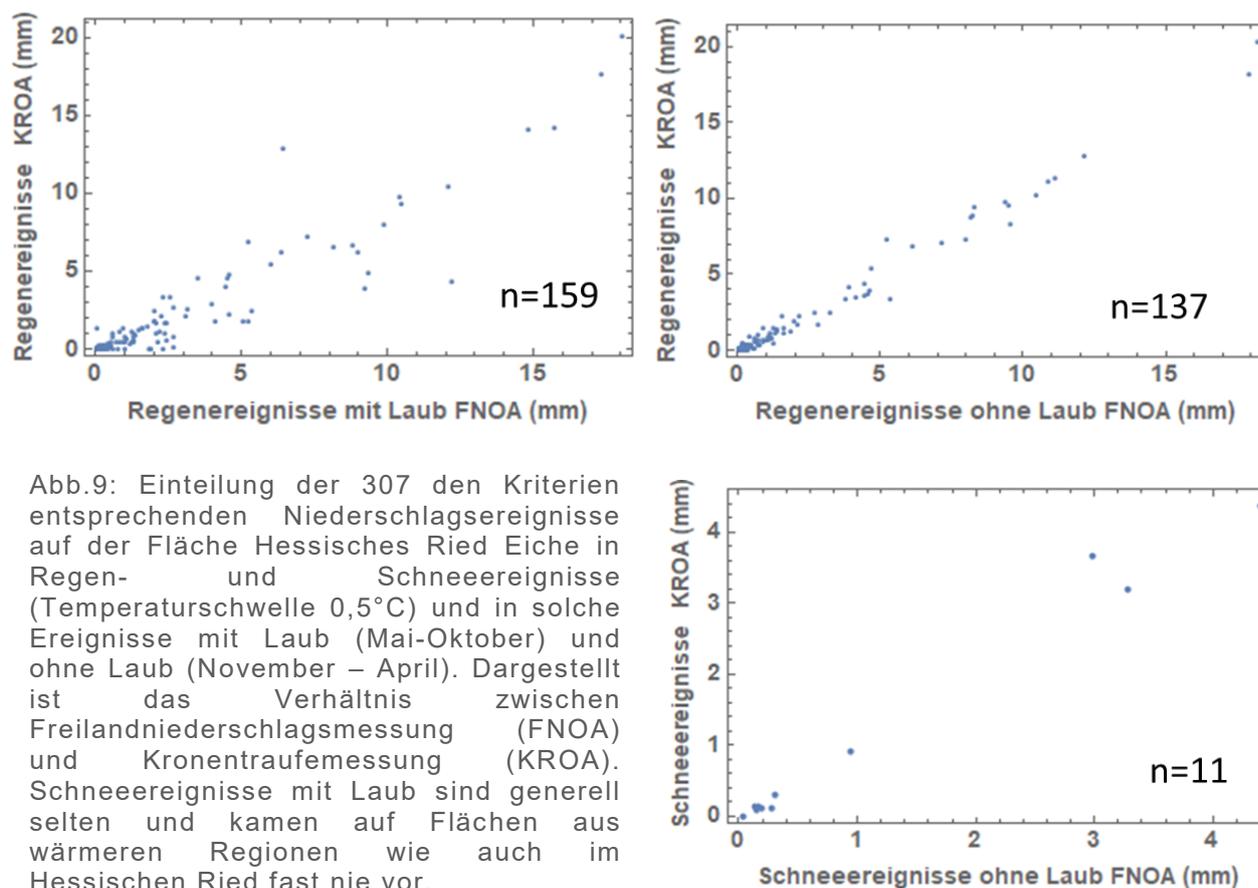


Abb.9: Einteilung der 307 den Kriterien entsprechenden Niederschlagsereignisse auf der Fläche Hessisches Ried Eiche in Regen- und Schneereignisse (Temperaturschwelle 0,5°C) und in solche Ereignisse mit Laub (Mai-Oktober) und ohne Laub (November – April). Dargestellt ist das Verhältnis zwischen Freilandniederschlagsmessung (FNOA) und Kronentraufemessung (KROA). Schneereignisse mit Laub sind generell selten und kamen auf Flächen aus wärmeren Regionen wie auch im Hessischen Ried fast nie vor.

Die Parameterableitung baut darauf auf, dass sich Gleichung (4) im Falle von Niederschlagsereignissen ohne Laub reduziert auf:

$$RINT = FRINTS * SAI * RFAL, \quad RFAL < x \quad (8)$$

Und bei Schneereignissen ohne Laub gilt analog:

$$SINT = FSINTS * SAI * SFAL, \quad SFAL < x \quad (9)$$

Hierbei steht SINT für die effektive Schneeauffangrate des Kronendachs und SFAL für die gefallene Schneemenge.

Für die Intensivmonitoringflächen liegen Messungen des SAI vor, so dass sich die beiden Parameter FRINTS und FSINTS direkt aus dem linearen Anfangsteil des oben genannten Sättigungsverlaufs zwischen Freilandniederschlag (RFAL bzw. SFAL) und Kronenspeicher (RINT bzw. SINT) ableiten lassen (Abb. 10). Die Anfangssteigung des Sättigungsverlaufs entspricht dabei dem Koeffizienten *coeff* aus Gleichung (4). Um die Anfangssteigung des Sättigungsverlaufs eindeutig identifizieren zu können, wurde zur Approximation eine nicht-rechtwinklige Hyperbel verwendet:

$$RINT = \frac{a RFAL}{1 + \frac{a}{b} * RFAL} \quad (10)$$

Die Koeffizienten *a* und *b* der nicht-rechtwinkligen Hyperbel geben unmittelbar die Anfangssteigung und den Maximalwert der Kurve wieder.

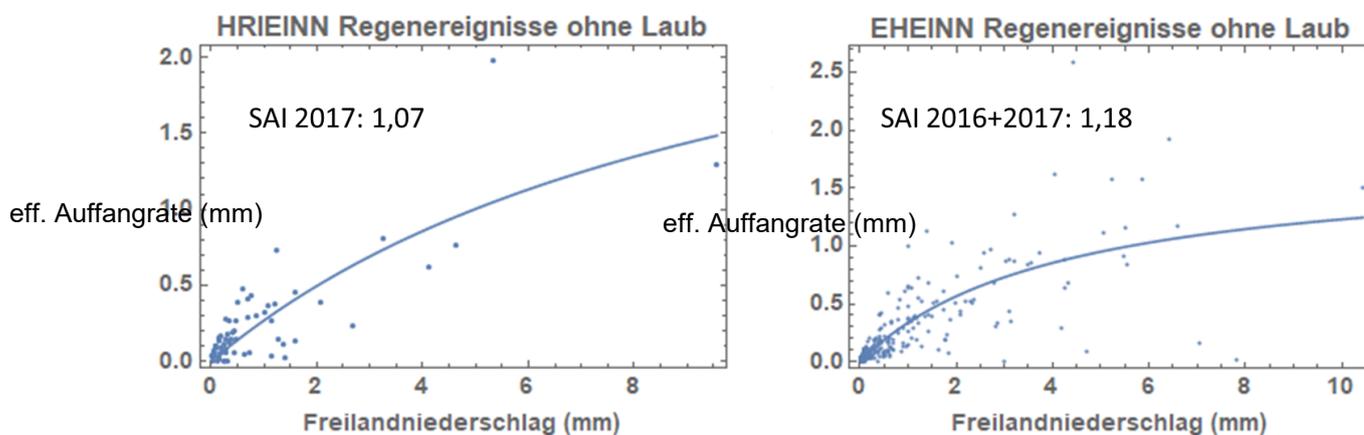


Abb. 10: Sättigungsverlauf des Verhältnisses zwischen Freilandniederschlag und effektiver Auffangrate RINT (vgl. Gleichung 3) für die Regenereignisse ohne Belaubung der beiden Eichenbestände Hessisches Ried Eiche und Ehrhorn Eiche. Die Anfangssteigungen der approximierten nicht-rechtwinkligen Hyperbeln betragen 0,29 und 0,36, die als Maximalwert verwendete eff. Auffangrate bei 10mm Niederschlag beträgt 1,52mm bzw. 1,57mm.

Da der Maximalwert der Kurve jedoch erst weit außerhalb des Niederschlagsbereichs 6-stündiger Regenereignisse erreicht wird, war für diese Anwendung der Maximalwert nicht aussagekräftig und wurde zunächst durch den eindeutig zu ermittelnden Maximalwert bei 10mm Freilandniederschlag ersetzt. In manchen Fällen war dieser Wert jedoch so gering, dass er zu negativen Parameterwerten geführt hätte (das war bei den beiden Eichenplots der Fall), deshalb wurde alternativ zur Approximation mit der rechtwinkligen Hyperbel auch ein zweites Verfahren angewendet, in dem zwei voneinander unabhängige lineare Approximationen an den oberen Teil ($RFAL > x$) und an den unteren Teil ($RFAL < x$) ausgeführt wurden. Die Funktion für den unteren Teil ging durch den Ursprung und die Funktion für den oberen Teil hatte die Steigung Null. Dabei wurde *x* so optimiert dass die Residuensumme beider Approximationen minimal wurde (Abb. 11).

Aus dem Quotienten der Anfangssteigung und des SAI wurden so Parameterwerte für FRINTS bzw. FSINTS abgeleitet und die Werte für Eichenbestände bzw. für Buchenbestände gemittelt.

Da bei den Regenereignissen von einem anfangs trockenen Kronendach und nahezu 100% Luftfeuchte ausgegangen wird, lässt sich auch Gleichung (5) für die Parameterschätzung vereinfachen, so dass näherungsweise gilt:

$$RINT = 0 + \frac{INTRMX - 0}{t}, \quad RFAL > x \quad (11)$$

Bei großen Niederschlagsereignissen wird also die Kronendachspeicherkapazität INTRMX erreicht und kann anhand der effektiven Auffangrate näherungsweise ermittelt werden. Im laublosen Zustand vereinfacht sich dann Gleichung (7) zu:

$$INTRMX = CINTRS * SAI \quad (12)$$

Hierdurch wird es möglich, bei Laubbäumen auch den Parameter CINTRS artspezifisch aus den gemessenen Kronendachspeicherkapazitäten abzuleiten, wenn genug Regen- bzw. Schneereignisse ohne Laub zur Verfügung stehen (Tab. 32). Bei der Fläche Hessisches Ried Eiche gab es nicht genug Schnee-Ereignisse, so dass die Schnee-Parameterschätzung für Eiche nur an den Daten der Fläche Ehrhorn Eiche durchgeführt wurde.

Tab. 32: Regenbezogene Interzeptionsparameter für die Laubbaumarten Buche und Eiche unter Verwendung der nicht-rechtwinkligen Hyperbel

Fläche	Baumart	a Holz	INTRMX Holz	SAI	FRINT S	CINTR S	a Laub	INTRMX Laub	LAI	FRINT L	CINTR L
BHBUNN	Buche	0,51	1,04	1,14	0,47	0,96	0,62	2,77	5,53	0,02	0,31
GWBUNN	Buche	0,32	2,38	1,65	0,2	1,46	0,41	3,52	5,39	0,016	0,21
HABUNN	Buche	0,52	5,19	NA	0,42	4,15	0,66	2,86	NA	NA	NA
HRIBUNN	Buche	0,44	1,27	0,85	0,73	2,12	0,7	2,44	4,49	0,058	0,26
KELBUHB	Buche	0,34	2,82	NA	0,4	3,36	0,4	3,69	5,59	0,011	0,16
KRFBUBB	Buche	0,23	2,23	0,97	0,23	2,25	0,39	3,74	5,51	0,029	0,27
LSBUNN	Buche	0,75	1,66	1,6	0,61	1,35	0,46	3,4	6,18	NA	0,28
SLB1NN	Buche	0,33	3,12	0,71	0,34	3,25	0,36	3,29	4,65	0,001	NA
SPEBUHB	Buche	0,34	2	0,76	0,35	2,08	0,4	3,6	5,67	0,011	0,28
ZIEBUHB	Buche	0,41	1,85	0,66	0,57	2,57	0,54	3,45	5,48	0,029	0,32
EHEINN	Eiche	0,29	1,52	1,07	0,27	1,43	0,55	5,27	4,6	0,06	0,47
HRIEINN	Eiche	0,36	1,57	1,18	0,31	1,33	0,44	6,04	4,6	0,02	0,64

Bei der alternativ verwendeten Approximation mit zwei linearen Funktionen (einer durch den Ursprung gehenden Funktion für $x < 0$ und einer mit Steigung 0 für $x \geq 0$) ergaben sich leicht abweichende Parameterwerte, die aber seltener zu negativen Parameterwerten führten als die Hyperbel-Approximation (NA-Werte für LSBUNN und SLB1NN in Tabelle 32). Das Verfahren wurde daher angewendet. Weil beide Eichenbestände hinsichtlich der bestimmten LAI-Werte und SAI-Werte sehr ähnlich waren, konnten die Niederschlagsereignisse beider Flächen zu einem Datensatz vereinigt werden, so dass die Datenbasis entsprechend verbreitert wurde. Bei den Buchenflächen wurde ebenso vorgegangen, indem Bestände mit ähnlichem LAI und SAI gepoolt ausgewertet wurden (Abb. 11).

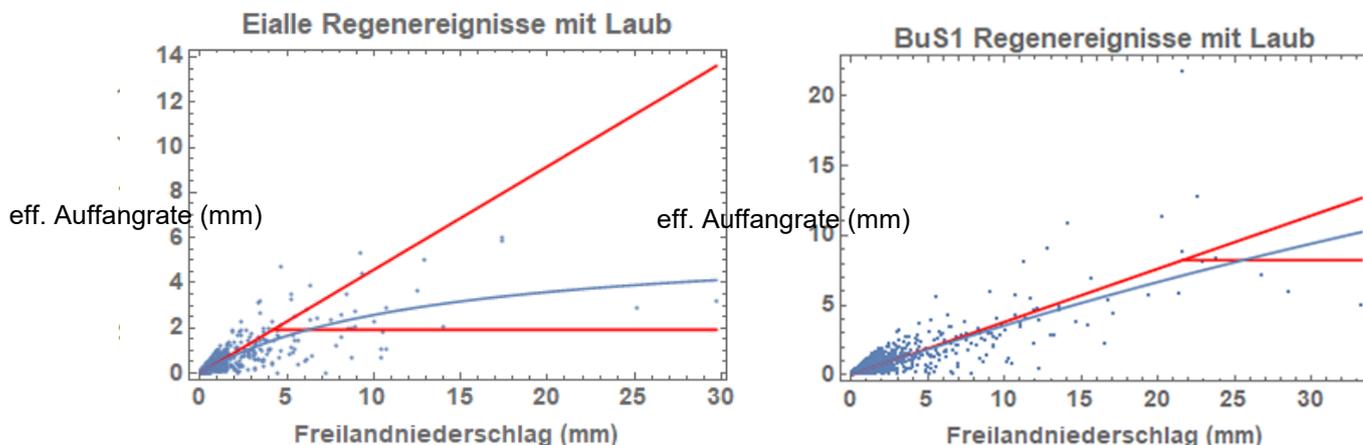


Abb. 11: Separate Approximation der gepoolten Niederschlagsereignisdaten der beiden Eichenflächen (links) bzw. der Buchenflächen mit einem SAI über 1 (rechts) mit zwei linearen Funktionen, wobei der Grenzwert x zwischen beiden Funktionen so gewählt wurde, dass die Residuensumme beider Approximationen minimal ist. Die blaue Linie zeigt zum Vergleich die Approximation einer nicht-rechtwinkligen Hyperbel.

Nachdem die holzbezogenen Parameter FRINTS, FSINTS, CINTRS und CINTSS auf diese Weise abgeleitet waren, vereinfachten sich die Gleichungen 6 und 7 auch für die Regenereignisse mit Laub zu Gleichungen mit nur einer Unbekannten. Analog zu den Approximationen bei den Regenereignissen ohne Laub wurden die Parameter FRINTL, FSINTL, CINTRL und CINTSL unter Verwendung der gemessenen LAI- und SAI-Werte und der abgeleiteten holzbezogenen Parameter aus den linearen Approximationen gewonnen. Während für die holzbezogenen Schneeparameter genügend Niederschlagsereignisse ausgewertet werden konnten, gab es Schneereignisse während der Vegetationsperiode nur bei den beiden Buchenflächen im Göttinger Wald und im Solling.

Bei den Nadelbäumen ist die Aufteilung der Kronendachspeicherkapazität und des effektiven Auffangkoeffizienten auf holzige und Blatt-Oberflächen (Gleichungen 6 und 7) nicht so einfach abzuleiten, da es ja keine Messungen im laublosen Zustand geben kann. Hilfsweise wurde deswegen für Kiefern, Fichten und Douglasien die holzbezogenen Parameter der Eichen eingesetzt. Dies kann einerseits mit der ähnlich rauhen Struktur der Rinde dieser Arten begründet werden, aber auch damit, dass bei Verwendung der Buchenparameter teilweise negative Werte für die abgeleiteten laubbezogenen Parameter resultieren würden. Leider ergaben sich bei Übertragung der Eichenparameter zur Berechnung der Kronenspeicherkapazitäten bei zwei Beständen (Lange Bramke Südhang und Nordhang) dann doch negative Werte, so dass die Parameter CINTSS und FRINTS für Fichten und Douglasien pauschal auf 0,2 abgesenkt werden mussten. Zusätzlich wurde die auch im Modell verwendete Annahme gemacht, dass der LAI von Kiefern im Winterhalbjahr nur 66% des Sommerwerts beträgt, bei Fichte und Douglasie 80%. Die auf diese Weise hergeleiteten Parameter sind in Tabelle 33 zusammengestellt.

Tab. 33: Auf Basis der linearen Approximationen an die Daten von Niederschlagsereignissen abgeleitete Interzeptionsparameter

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
FRINTL	0,04	0,02	0,03	0,09	0,11
FSINTL	0,15	0,29	0,04	0,13	0,2
FRINTS	0,58	0,32	0,2	0,32	0,2
FSINTS	0,61	0,21	0,21	0,21	0,21
CINTRL	0,85	0,23	0,42	0,67	0,16
CINTRS	1,56	0,7	0,7	0,7	0,7
CINTSL	0,11	0,11	0,07	0,09	0,11
CINTSS	0,94	1,75	0,2	1,7	0,2

Einschränkungen bei der Ableitung von Interzeptionsparametern aus Messdaten

Bei der Herleitung der Interzeptionsparameter aus Messdaten gibt es mehrere Punkte zu bedenken:

1. ist zu beachten, dass die Parameter in diesem Beispiel anhand von Regenereignissen abgeleitet wurden, die maximal 6 Stunden dauern, so dass eigentlich auch die abgeleiteten Parameter nicht für den ganzen Tag gelten müssen: Es ist jedoch so, dass die Interzeptionsparameter im Modell nur dann eine Auswirkung haben, wenn die Niederschlagsereignisse nicht zu groß sind.
2. Bei den näherungsweise getroffenen Annahmen $PINT = 0$ und $INTR = 0$ ist einzuwenden, dass dies wohl für den Anfangszustand gilt, sich aber im Laufe eines Regenereignisses ändern kann und eigentlich mitberechnet werden müsste.
3. Bei den beiden ausprobierten Näherungsverfahren kommen leicht unterschiedliche Ergebnisse heraus und es scheint in den Daten ja auch Niederschlagsereignisse zu geben, bei denen die effektiven Auffangraten bei weitem höher waren als bei der gemittelten Näherung (vgl. die Ausreißer nach oben in Abb. 10 und 11). Es wäre nach einer Überprüfung der Ausreißer unter Umständen auch gerechtfertigt, statt der Approximation mit dem Maximalwert des jeweiligen Datensatzes zu arbeiten.
4. Die für die Lauboberflächen abgeleiteten Parameter sind doppelt so unsicher wie die für die Holzoberflächen, da sie direkt von deren Bestimmung abhängen. Weil der LAI in der Regel größer ist als der SAI, haben aber die Lauboberflächen die größere Bedeutung für die Interzeption, so dass gerade die wichtigeren laubbezogenen Interzeptionsparameter leider etwas unsicherer sind als die holzbezogenen Parameter.
5. Letztlich gilt, was bei allen empirisch abgeleiteten Parametern gilt, nämlich dass die Übertragbarkeit auf andere Bestände nicht gesichert ist.

Um dem letzten Punkt zu begegnen, wurden im letzten Kalibrierungsschritt die an NW-FVA-Flächen hergeleiteten empirischen Interzeptionsparameter aus Tab. 33 an Flächen aus Baden-Württemberg und Bayern mit den dortigen Bestandesniederschlagsdaten validiert und auf dieser Basis angepasst.

Abgestimmter Gesamtparametersatz

Im Ergebnis entstand so der folgende Gesamtparametersatz für die artspezifischen Parameter (Tab. 34) und für die artübergreifenden Parameter (Tab. 35):

Tab. 34: Abgestimmter Parametersatz für LWF-Brook90: Artspezifische Parameter

Parameter	Beschreibung	Einheit	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
ALB	Albedo ohne Schnee	Anteil	0,21	0,21	0,13	0,13	0,13
ALBSN	Albedo mit Schnee auf dem Boden	Anteil	0,47	0,47	0,34	0,34	0,34
CINTRL	Speicherkapazität für Regen-Interzeption pro LAI Einheit	mm	0,6	0,7	0,4	1	0,4
CINTRS	Speicherkapazität für Regen-Interzeption pro SAI Einheit	mm	0,5	1	0,2	1	0,2
CINTSL	Speicherkapazität für Schnee-Interzeption pro LAI Einheit	mm	2,4	2,8	1,6	4	1,6
CINTSS	Speicherkapazität für Schnee-Interzeption pro SAI Einheit	mm	2	4	0,8	4	0,8
CR	Extinktionskoeffizient für photosynthetisch aktive Strahlung in der Krone	Anteil	0,59	0,59	0,45	0,45	0,45
CVPD	Dampfdruckdefizit, bei dem die Blattleitfähigkeit auf die Hälfte des maximalen Werts absinkt	kPa	2	2	2	2	2
FRINTL	Anteil Interzeption Regen je LAI Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,12
FRINTS	Anteil Interzeption Regen je SAI Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,2
FSINTL	Anteil Interzeption Schnee je LAI Einheit	-	0,08	0,1	0,08	0,13	0,08
FSINTS	Anteil Interzeption Schnee je SAI Einheit	-	0,4	0,5	0,1	0,3	0,1

GLMAX	Blattleitfähigkeit bei komplett offenen Stomata bezogen auf projizierte Blattfläche	m/s	0,006	0,007	0,0035	0,0045	0,0025
GLMIN	Blattleitfähigkeit bei geschlossenen Stomata bezogen auf LAI	m/s	0,0002	0,0003	0,0001	0,0002	0,0001
LAI	maximaler Blattflächenindex	m ² /m ² Boden	6	4,5	7	3,5	6
LAI Winter	Blattflächenindex außerhalb der Vegetationsperiode	m ² /m ² Boden	0	0	5,6	1,75	4,8
LWIDTH	Blattbreite	m/s	0,04	0,05	0,001	0,001	0,001
MXKPL	maximale Wasserleitfähigkeit im Baum	mm/ d/Mpa	8	8	8	8	8
MXRTLN	maximale Feinwurzellänge pro Bodenoberfläche	m/m ²	3200	3200	3000	3000	3000
PSICR	kritisches Blattwasserpotential	MPa	-2	-2,5	-2	-2,5	-2,5
R5	untere Grenze der Sonneneinstrahlung, bei der die Blattleitfähigkeit auf die Hälfte des maximalen Werts absinkt	W/m ²	100	100	100	100	100
RHOTP	Verhältnis gesamter zu projizierter Blattfläche	Anteil	2	2	2,6	2,6	2,6
RTRAD	durchschnittlicher Feinwurzelradius	mm	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
SAI	Index der Baumoberfläche (Stamm und Krone) ohne Blätter	m ² /m ² Boden	1	0,9	2	0,8	0,8
SLA	spezifische Blattfläche	m ² /kg	20	15	3,5	4	5
T1	Untergrenze der Tagesmitteltemperatur, ab der die Stomataöffnung temperaturabhängig ist	°C	10	10	10	10	10
T2	Obergrenze der Tagesmitteltemperatur, bis zu der die Stomataöffnung temperaturabhängig ist	°C	30	30	30	30	30
TH	Obergrenze der Tagesmitteltemperatur, ab der die Stomata geschlossen sind	°C	40	40	40	40	40
TL	Untergrenze der Tagesmitteltemperatur, ab der Stomata geschlossen sind	°C	0	0	0	0	0
TbCD	Temperaturschwelle Kältetage (Modell Menzel 1997)	°C	9	9	9	9	9
TbTT	Temperaturschwelle Wärmereiz (Modell Menzel 1997)	°C	6	4	4	5	4
a	a (Modell Menzel 1997)		1921,8931	1747,9219	1848,1129	1394,5225	1848,1129
b	b (Modell Menzel 1997)		-348,1324	-298,3638	-316,974	-222,7066	-316,974
DurLD	Dauer der Blattentfaltung	d	28	28	28	28	28
DoyLF	letzter möglicher Jahrtag zum Beginn der Blattverfärbung (Modell von Wilpert)	doy	279	279	279	279	279
TbLF	Temperaturschwelle Blattverfärbung (Modell von Wilpert)	°C	10	10	10	10	10
DurLF	Dauer des Blattfalls	d	56	56	56	56	56
height	Bestandshöhe	m	34	26	36	30	40
age	Bestandsalter	a	100	100	100	100	100

root-depth	maximale Durchwurzelungstiefe	cm	160	200	120	200	160
beta	Beta-Wert zur Berechnung der Feinwurzelverteilung nach Gale & Grigal 1987		0,966	0,966	0,976	0,976	0,976

Tab. 35: Abgestimmter Parametersatz für LWF-Brook90: Allgemeine Parameter

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
BYPAR	1 um Makroporenfluss zu erlauben, 0 um ihn zu unterbinden	-	0
C1	Interzept (Verhältnis tatsächlicher zu potentieller Sonneneinstrahlung gegen Sonnenscheindauer am Tag)	-	0,25
C2	Steigung (Verhältnis tatsächlicher zu potentieller Sonneneinstrahlung gegen Sonnenscheindauer am Tag)	-	0,5
C3	Wolkenkorrektur	-	0,2
CCFAC	notwendige Energie um die Schneedecke auf 0° C zu erwärmen	MJ m ² d-1 K-1	0,3
CS	Verhältnis zwischen Stammflächenindex und Bestandshöhe	m	0,035
CZR	Verhältnis Rauigkeit zu Bestandshöhe für rauhe geschlossene Kronen	-	0,05
CZS	Verhältnis Rauigkeit zu Bestandshöhe für glatte geschlossene Kronen	-	0,13
DPSIMX	maximale vertikale Potentialdifferenz	kPa	0,01
DRAIN	Anteil des vertikalen Matrixlusses der untersten Bodenschicht zum Grundwasser	-	1
DSWMAX	maximale Änderungsrate der Bodenfeuchte	%	0,5
DTIMAX	maximaler Iterationszeitschritt	n/d	0,5
FETCH	Wetterstation: Wirklänge des Aufwindes	m	5000
FXYLEM	Wasserleitfähigkeit im Xylem (höhere Werte reduzieren die Abhängigkeit von der Feinwurzelverteilung)	mm/d/Mpa	0,5
GRDMLT	Schneesmelzrate am Übergang Schneedecke-Boden	mm d-1	0,35
GSC	Anteil des Grundwasservorrats der täglich abfließt	-	0
GSP	Anteil Grundwasserabflusses zur Tiefensickerung (SEEP) statt Flussabfluss (FLOW)	-	0
HR	Höhe oberhalb der CZR gilt	m	10
HS	Höhe unterhalb der CZS gilt	m	1
IMODEL%	Funktionswahl für pF/ku: 0 Clapp/Hornberger; 1 Mualem/van Genuchten	-	1
IMPERV	wasserundurchlässige Bodenoberfläche	-	0
INTR	Interzeption Regen zu Beginn des Modelllaufs	mm	0
INTS	Interzeption Schnee zu Beginn des Modelllaufs	mm	0
KSNVP	Faktor zur Korrektur des Schnee-Evaporation-Problems	-	0,3
LAIMLT	Parameter für die Abhängigkeit der Schneeschmelze vom LAI	-	0,2
LPC	kleinster Blattflächenindex (LAI) bei geschlossener Krone	m ² /m ²	4
MAXLQF	flüssige Wasserfraktion für Wasserfluss im Schnee	mm/d	0,05

MELFAC	Gradtagfaktor Schneeschmelze für Offenland (0: keine Schneeschmelze)	MJ m-2 d-1 K-1	1,5
NN	Extinktionskoeffizient Wind/Eddy Diffusivität	-	2,5
NOOUTF %	Wasserfluss aus den Wurzeln in den Boden (1 nein, 0 ja)	-	1
QFFC	Anteil des schnellen Abflusses bei Feldkapazität	-	0
QFPAR	Anteil des Wassergehaltes zwischen Feldkapazität und Sättigung bei dem der schnelle Abfluss 1 ist (0 für "Eimermodell").	-	1
QLAYER %	Anzahl der Schichten, über die "wetness" berechnet wird zur Berechnung der "source area fraction"	-	0
RM	maximal mögliche Sonneneinstrahlung auf ein Blatt	W/m ²	1000
RSSA	Widerstand der Bodenevaporation bei Feldkapazität	s/m	100
RSSB	Exponent der Beziehung Widerstand der Bodenevaporation zu Wasserpotential	-	1
RSTEMP	Basistemperatur für den Übergang Schnee-Regen	°C	-0,5
SAIMLT	Parameter für die Abhängigkeit der Schneeschmelze vom SAI	-	0,5
SNODEN	Schneedichte als Verhältnis des Schneewassergehaltes zur Schneedeckenhöhe	mm/mm	0,3
WDRAT	Verhältnis zwischen Nacht- und Tageswindgeschwindigkeit	-	0,3
Z0G	Rauhigkeitshöhe der Bodenoberfläche	m	0,02
Z0S	Rauhigkeitslänge der Schneeoberfläche	m	0,001
Z0W	Wetterstation: Rauhigkeits-Parameter	m	0,005
ZMINH	Referenzhöhe der Klimavariablen über dem Bestand	m	2
ZW	Wetterstation: Messhöhe Windgeschwindigkeit	m	10

Modellvalidierung

Modellvalidierung an Intensivmessflächen in Hessen, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt

Die Evaluierung der abgestimmten Parametrisierung des eingesetzten Wasserhaushaltsmodells LWFBrook90 erfolgt hinsichtlich der Bestandesniederschläge/Interzeption, Bodenwassergehalte, Matrixpotentialen und Grundwasserneubildungsmengen. Der Bestandniederschlag beschreibt die um die Interzeptionsverluste korrigierte Menge des Freilandniederschlages. Entsprechend ist die Niederschlagsinterzeption eine wichtige Komponente der Gesamtverdunstung von Waldökosystemen (Mulder 1983) und bestimmt deshalb maßgeblich die Wasserverfügbarkeit und die Tiefenversickerung (Müller & Anders 1996). Zahlreiche Untersuchungen weisen auf große Variationen der Interzeptionsverluste hin (Ahrends & Penne 2010; Mohr et al. 2005; Peck & Mayer 1996). Entsprechend ambitioniert ist es die Interzeption mit einer einheitlichen/homogenen Parametrisierung zu ermitteln und demzufolge ist eine sehr intensive Prüfung notwendig. Eine belastbare Ermittlung der Bestandesniederschlagsmenge durch das Modell ist somit eine wichtige Grundvoraussetzung für eine verlässliche Ermittlung der Bodenwassergehalte, Matrixpotentiale und der Grundwasserneubildungsmenge. Die Bodenwassergehalte bzw. deren Änderung während der sommerlichen Austrocknung bieten eine Möglichkeit die durch das Modell ermittelten Transpirationsverluste zu ermitteln. Während die Bodenwassergehalte also vorwiegend zur Prüfung der sommerlichen Austrocknung herangezogen werden, bieten Matrixpotentiale eine wichtige Ergänzung hinsichtlich der Bodenwasserdynamik, insbesondere zu Beginn und Ende der Perioden mit Grundwasserneubildung. Tabelle 36 zeigt eine Übersicht der im Projekt zur Modellevaluierung einbezogenen Flächen. Des Weiteren wurden durch direkte Vergleiche mit Modellergebnissen des TUB-BGR-Verfahrens (Wessolek et al. 2008), mit Ergebnissen aus früheren kalibrierten Modellierungen (Klinck et al. 2012) an den Validierungsflächen und anhand der Abschätzung der

Sickerwasserraten mittels „Chlorid-Bilanz“ (Hörmann et al. 2003) Plausibilisierungen der durch das Modell ausgegebenen Sickerwasserraten durchgeführt.

Tab. 36: Kennwerte der einbezogenen Validierungsflächen in Niedersachsen, Hessen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt (Daten nach Fortmann et al. 2022a, 2022b).

Standort	Name	Baumart	Höhe ü. NN [m] / Neigung [°] / Exposition	UTM E	UTM N	Bodentyp
AUKIW1	Augustendorf	Kiefer	30/1/OSO	423300	5862600	Podsol
BHBUNN	Bornhöved	Buche	40 (30-60)/1/W	581100	5995200	Braunerde
EHEINN	Ehrhorn	Eiche	110/3/NNW	560300	5892400	Podsol-Braunerde
FUKINN	Fuhrberg	Kiefer	38/0/-	559300	5826900	Podsol
GWBUNN	Göttinger Wald	Buche	420/0/-	572600	5709100	Terra-Fusca-Rendzina
KLDGNN	Klötze	Douglasie	107/0/-	648100	5827700	Braunerde-Podsol
KLKINN	Klötze	Kiefer	95/0/-	647100	5827900	Braunerde
KRFBUHB	Krofdorf	Buche	280 (240-325)/ 11/NO	474900	5614700	Hangpseudogley-Braunerde
LBKABO	Lange Bramke Kamm	Fichte	660/8/OSO	597600	5746400	Braunerde-Podsol
LBNHOB	Lange Bramke Nordhang	Fichte	600/8/OSO	597300	5743800	Braunerde-Podsol
LBSHOB	Lange Bramke Südhang	Fichte	600/16/NNO	597300	5746000	Braunerde-Podsol
LSBUNN	Lüss	Buche u. Eiche	115/0/-	585300	5855200	Podsol
NEKINN	Nedlitz	Kiefer	113 (110-115)/ 1/WNW	727000	5772200	Braunerde
SLB1NN	Solling	Buche	508/0-2/S	539900	5734700	Braunerde
SLF1NN	Solling	Fichte	504/0-1/O	540000	5735000	Braunerde
SPEBUHB	Spessart	Buche	440/10/WNW	528300	5555700	Braunerde
ZIEBUHB	Zierenberg	Buche	443 (415-470)/ 18/NO	518600	5691100	Braunerde

Die Bewertung der Modellergebnisse erfolgte überwiegend auf Grundlage der in Tab. 37 zusammengestellten Gütemaße. Bei einigen Parametern sind zusätzliche Kenngrößen herangezogen worden, die in den jeweiligen Tabellen erläutert werden.

Die bodenhydraulischen Parameter (pF-Kurve und Wasserleitfähigkeit) werden in LWFBrook90 entweder durch die Brooks-Corey-Funktion (Brooks & Corey 1966) oder die Mualem - van Genuchten Funktion (Mualem 1976, van Genuchten 1980) abgebildet. Insbesondere bei flächenhaften Anwendungen liegen für die einzubeziehenden Bodenprofile keine Messdaten vor. Entsprechend müssen die Parameter über Pedotransferfunktionen (PTF) aus den bodenphysikalischen Kenngrößen geschätzt werden. Da aktuell die meisten und aktuellsten PTF die Mualem van Genuchten Parameter schätzen, wurde diese Funktion für das Projekt ausgewählt. Als mögliche PTF kamen Wösten et al. (1999), Tóth et al. (2015), Wessolek et al. (2009), Schaap et al. (2001), Teepe et al. (2003) und Puhmann & von Wilpert (2011) in die engere Wahl. Da insbesondere für die in Nordwestdeutschland häufig vorkommenden Sande bei der Entwicklung der PTF nach Puhmann und von Wilpert (2011) nur ein extrem niedriger Stichprobenumfang zu Grunde lag

Tab. 37: Mathematische Definition der verwendeten Gütemaße (RMSE = mittlerer Quadratwurzelfehler; MAE = mittlerer absoluter Fehler; MBE: mittlerer Bias Fehler; E₁: Modelleffizienz nach Legates & McCabe 2013; in Anlehnung an Li (2017); R² = Bestimmtheitsmaß).

Gütemaße	Definition	Gütemaße	Definition
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}$	E ₁	$\left(1 - \frac{\sum_1^n (y_i - \hat{y}_i)}{\sum_1^n (y_i - \bar{y})}\right) 100(\%)$
MBE	$\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)$	R ²	$\left(\frac{\sum_1^n (y_i - \bar{y})(\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})}{(\sum_1^n (y_i - \bar{y})^2 (\hat{y}_i - \bar{\hat{y}})^2)^{1/2}}\right)^2$

n: Anzahl der Messungen; y_i: Messwert; \hat{y}_i : Schätzwert; \bar{y} : Mittel der Messwerte; und $\bar{\hat{y}}$: Mittel der Schätzwerte

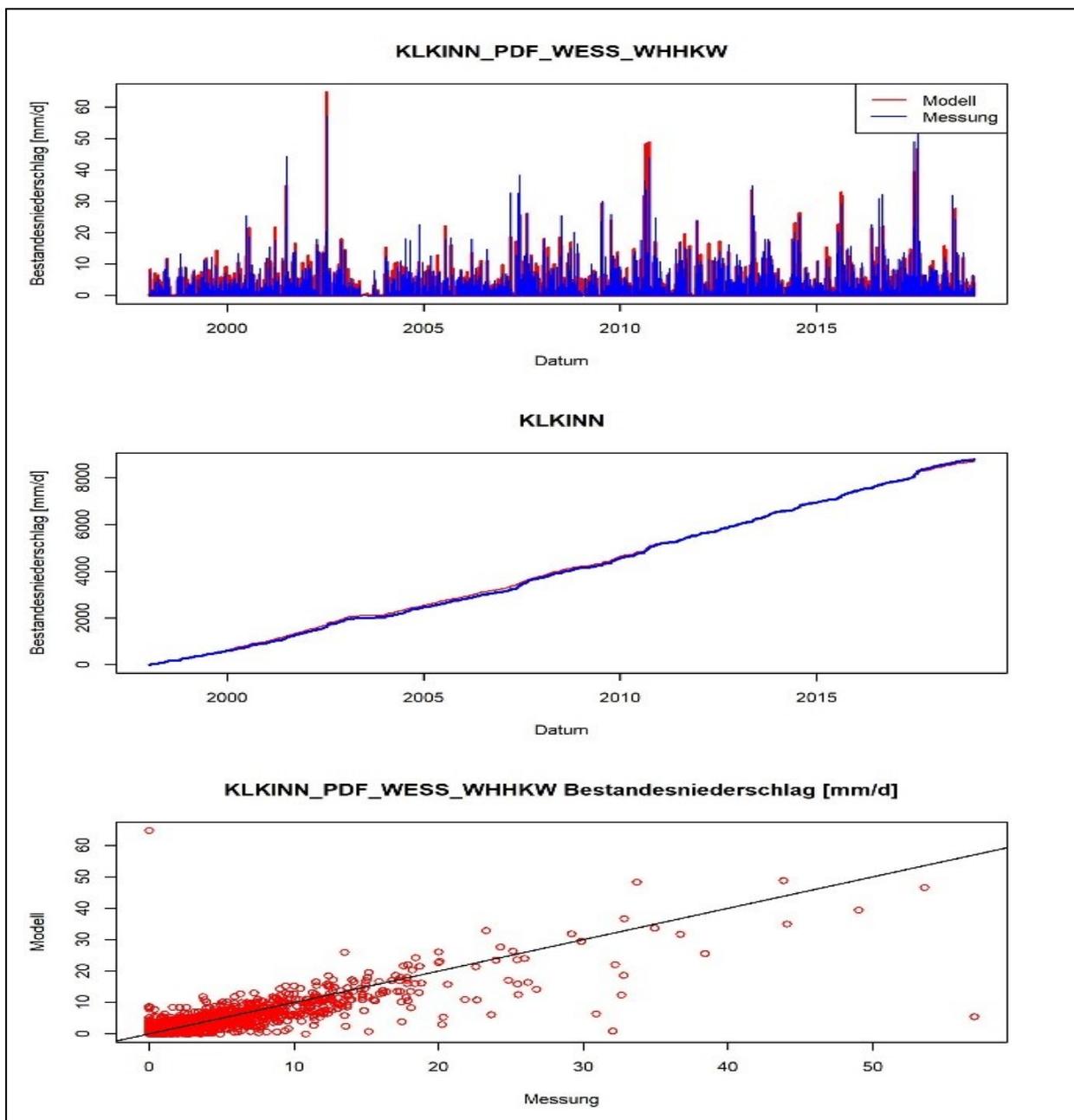


Abb. 12: Modellvalidierung des Bestandesniederschlags für die Fläche Klötze Kiefer (KLKINN). Dargestellt sind gemessene (rot) und modellierte (blau) Tageswerte (oben), kumulierte Werte (Mitte) und der Vergleich der Einzelwerte im Bezug zur 1:1 Geraden (unten).

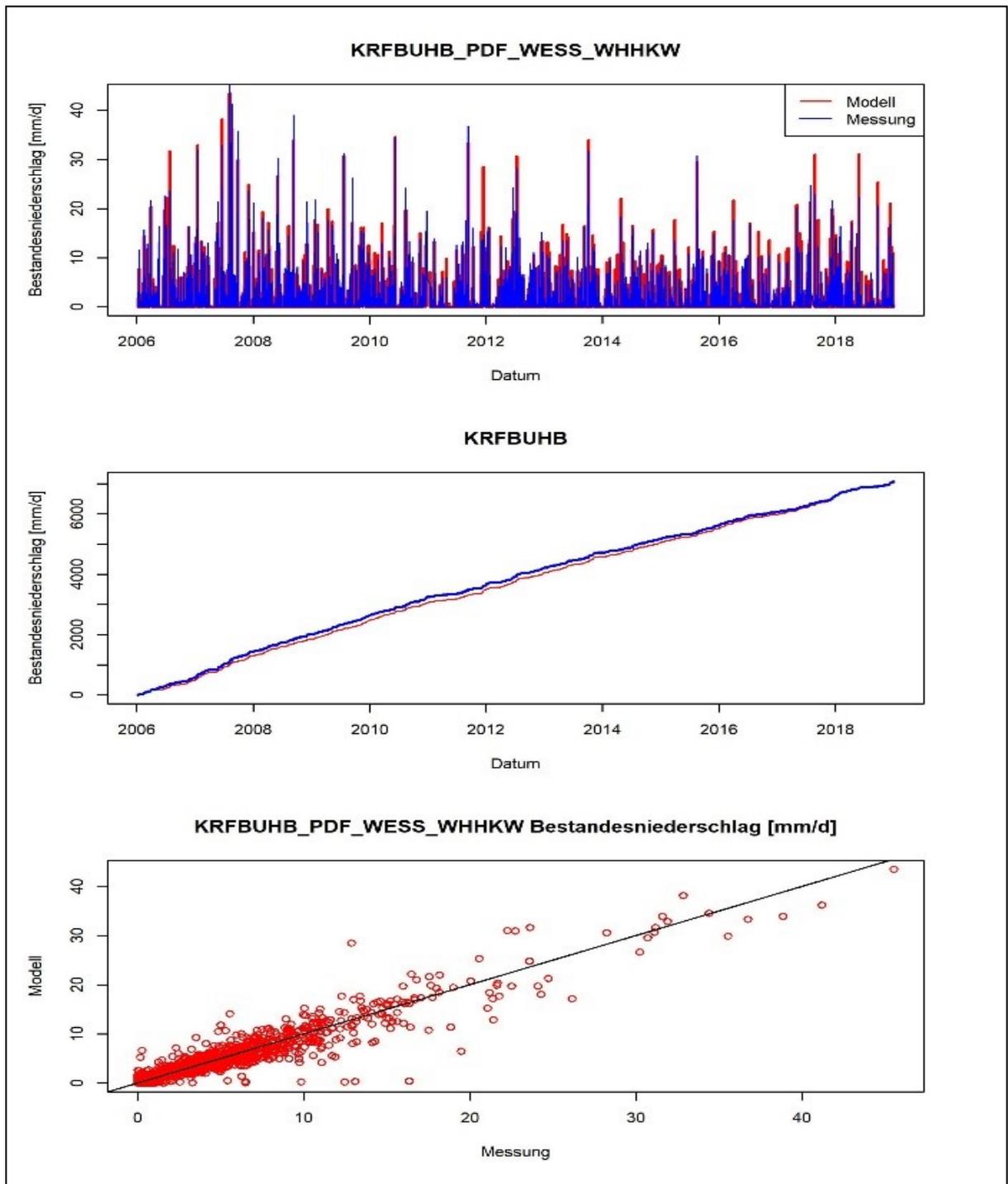


Abb. 13: Modellvalidierung des Bestandesniederschlags an der Fläche Krofdorf Buche (KRFBUHB). Dargestellt sind gemessene (rot) und modellierte (blau) Tageswerte (oben), kumulierte Werte (Mitte) und der Vergleich der Einzelwerte im Bezug zur 1:1 Geraden (unten).

(Ahrends et al. 2022), wurde diese Funktion nicht weiter berücksichtigt. In Vorversuchen erzielten Wessolek et al. (2009) und Wösten et al. (1999) die besten Ergebnisse für die Untersuchungsflächen. Da bei Wessolek et al. (2009) der E_1 -Wert der Modellperformance geringfügig über dem von Wösten et al. (1999) lag und erstgenannte Funktion auch eine genauere bodenartige Differenzierung zwischen der Bodenart Sand (Fein-, Mittel- und Grobsand) ermöglicht, würde für Niedersachsen und Sachsen-Anhalt die PDF nach Wessolek et al. (2009) verwendet.

Tab. 38: Ermittelte Qualitätsmaße nach Tab. 37 für den modellierten Bestandesniederschlag [mm] für die Validierungsflächen in Niedersachsen, Hessen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt.

Messfläche	Baumart	Anzahl Tage	RMSE	MBE	R ²	B _{kum.}	E ₁
AUKIW1	Kiefer	7569	1.12	-0.10	0.89	0.92	77.09
BHBUNN	Buche	1015	1.68	+0.19	0.80	1.11	68.32
EHEINN	Eiche	7678	1.52	-0.15	0.86	0.91	75.48
FUKINN	Kiefer	3809	1.21	-0.15	0.87	0.90	75.2
GWBUNN	Buche	6276	1.6	-0.18	0.80	0.88	66.86
KLDGNN	Douglasie	2140	1.41	-0.09	0.84	0.93	71.51
KLKINN	Kiefer	6993	1.67	-0.01	0.75	1.00	69.86
KRFBUHB	Buche	4501	1.01	+0.01	0.92	0.98	83.41
LBKABO	Fichte	6664	2.39	-0.16	0.82	0.95	72.61
LBNHOB	Fichte	6179	2.21	-0.11	0.89	0.96	79.06
LBSHOB	Fichte	6688	2.77	+0.01	0.81	0.99	73.25
LSBUNN	Buche/ Eiche	6260	1.01	+0.07	0.92	1.05	81.11
NEKINN	Kiefer	7125	1.65	-0.07	0.77	0.95	70.35
SLB1NN	Buche	6480	2.09	+0.06	0.83	1.03	74.27
SLF1NN	Fichte	6510	1.99	-0.07	0.84	0.97	74.74
SPEBUHB	Buche	4443	2.31	±0.00	0.79	0.99	70.12
ZIEBUHB	Buche	3159	1.14	+0.20	0.91	1.12	79.66
Mittelwert		5499	1.69	-0.03	0.84	0.98	74.29

Bestandesniederschlag

Für den Vergleich der modellierten täglichen Bestandesniederschlagsmengen mit den Messwerten des Bestandesniederschlags der Depositionssammler (und bei Laubbäumen von Stammablaufmessungen) wurden die einzelnen Messergebnisse plausibilisiert und korrigiert. Die i.d.R. zweiwöchigen Messergebnisse wurden mit Hilfe von zeitlich hochaufgelösten Niederschlagsmessungen im Bestand auf tägliche Werte umgerechnet (vgl. S.45-47). Die verwendeten Niederschlagsdaten für das Freiland wurden ebenfalls bei offensichtlichen Unplausibilitäten (Aufstellung des Niederschlagssensors auf Container, Windfehler etc.) entweder systematisch korrigiert (gilt insbesondere auch für Windgeschwindigkeiten und die Globalstrahlung) oder komplett durch regionalisierte Klimadaten, die durch die Projektpartner (Arbeitsgruppe Prof. Dr. Jürgen Böhner, Universität Hamburg) zur Verfügung gestellt wurden, ersetzt. Die statistische Auswertung der gemessenen und modellierten Niederschlagssummen erfolgte mit Hilfe der in Tab. 37 angeführten Gütemaße. Zusätzlich berücksichtigt wurde die Steigung zwischen den kumulierten Werten gemessener und modellierter Bestandesniederschläge (vgl. Abb. 12 und 13).

Es muss an dieser Stelle noch einmal klar betont werden, dass es sich nicht um an die Messdaten und lokalen Standortverhältnisse kalibrierte Modellergebnisse, sondern um eine Anwendung der abgestimmten Standardparametrisierung handelt. Über alle Baumarten ergab sich im Mittel ein RMSE von 1.69 mm pro Tag und der Bias war mit -0.03 mm nahe an Null. Das Bestimmtheitsmaß lag bei 84% und die Steigung der Regressionsgraden liegt mit 0.98 sehr nahe an dem Idealwert von 1. Die Modelleffizienz (E₁) ist mit 0,74 relativ hoch und zeigt eine vergleichbare Größenordnung zu anderen Studien (Ahrends et al. 2019). Entsprechend kann festgehalten werden, dass die Validierungsergebnisse für den unkalibrierten Bestandesniederschlag über alle Baumarten hinweg (Vorsicht Douglasie n = 1!), als zufriedenstellend anzusehen sind. Bei Flächen mit geringen Gütemaßen lag dieses überwiegend an flächenspezifischen Besonderheiten, die eine modellhafte Beschreibung des Bestandes im Wasserhaushaltmodell mit den allgemeinen Schätzfunktionen für

LAI und SAI erschweren. Bei vielen Flächen ergeben sich Ungenauigkeiten schon aus den verwendeten klimatischen Eingangsdaten. Da an einigen Freilandstationen erhebliche Unplausibilitäten in den Messwerten aufgetreten sind, musste an solchen Standorten komplett auf regionalisierte Klimadaten aus dem 250 x 250 m Raster zurückgegriffen werden. Dass ein entsprechendes Vorgehen zu einem deutlichen Abfall in den erzielten Gütemaßen führt, ist offensichtlich.

Bodenwassergehalt

Für die Evaluierung der verwendeten Modellparameter anhand des Bodenwassergehalts standen im Vergleich zum Bestandesniederschlag nur 10 Flächen zur Verfügung. Abbildung 14 veranschaulicht das methodische Vorgehen beim Gegenüberstellen der modellierten und gemessenen Bodenwassergehalte in einer Messtiefe. Der im Wasserhaushaltsmodell LWFBrook90 ausgegebene Theta Wert, also der volumetrische Wassergehalt im Feinboden, wurde zunächst über den Skelettgehalt auf den Wassergehalt im Gesamtboden umgerechnet.

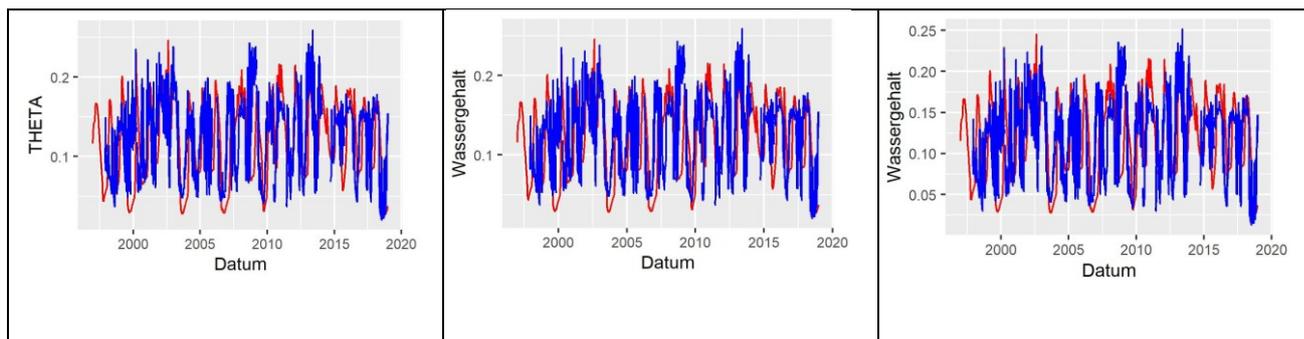


Abbildung 14: Vorgehen zum Vergleich gemessener (blau, Messparallelen grau) und modellierter (rot) Bodenwassergehalte: Die modellierten Theta-Werte einer Bodentiefe (volumetrischer Wassergehalt im Feinboden) werden mit dem Mittelwert der Messparallelen verglichen und zwar nach Skelettkorrektur (Reduktion des volumetrischen Wassergehalts gemäß Skelettgehalt) und Biaskorrektur auf mittlere Feldkapazität (links: Originalwerte; Mitte: Skelettkorrektur; rechts: korrigierte Werte). Beispiel der Fläche Nedlitz Kiefer.

Tab. 39: E3mittelte Qualitätsmaße nach Tab. 37 für den modellierten Bodenwassergehalt [mm] der Validierungsflächen in Niedersachsen, Hessen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt.

Messfläche	Baumart	Anzahl Tiefen	RMSE	MBE	b	R ²	R ² _{gew.}	E1
AUKIW1	Kiefer	3	0.04	0.00	0.59	0.54	0.35	23.25
BHBUNN	Buche	6	0.04	-0.01	1.88	0.54	0.30	21.73
KLDGNN	Douglasie	5	0.03	-0.01	1.02	0.74	0.62	48.01
KLKINN	Kiefer	2	0.06	-0.01	0.37	0.15	0.06	3.08
LSBUNN	Buche / Eiche	6	0.12	-0.02	0.16	0.14	0.02	0
NEKINN	Kiefer	2	0.05	0.00	0.59	0.32	0.2	16.42
SLB1NN	Buche	8	0.05	0.02	0.61	0.57	0.35	3.59
SLF1NN	Fichte	8	0.07	-0.02	0.56	0.62	0.38	15.35
SPEBUHB	Buche	6	0.12	-0.11	0.21	0.21	0.05	0.00
ZIEBUHB	Buche	6	0.19	-0.11	0.11	0.25	0.03	0.00
Mittelwert	-	5.2	0.077	-0.027	0.61	0.41	0.24	13.14

R²: Mittelwert aller Messtiefen einer Fläche für die Steigung der Regressionsgeraden (Messung-Modell)

$$R^2_{\text{gew}} = \begin{cases} \text{für } b \geq 1 & R^2 \div b \\ \text{für } b < 1 & R^2 \cdot b \end{cases}$$

Anschließend wurden gemessene und modellierte Wassergehalte über eine Biaskorrektur auf ein gleiches Niveau normiert (Bezugspunkt: modellierte Feldkapazität als mittlerer Wassergehalt der

Tage von November bis April mit Niederschlag am Tag und den beiden vorangegangenen Tagen mit jeweils weniger als 1mm). Zur Mittelwertbildung wurden nur Messparallelen herangezogen, für die an mindestens 75% der zur Verfügung stehenden Tage mit Messungen mindestens einer Parallelen Daten verfügbar waren. Ein Mittelwert wurde jeweils nur für solche Tage berechnet, an denen alle berücksichtigten Parallelen Messwerte beisteuerten. Das Verfahren wurde auf die einzelnen verfügbaren Messtiefen der Flächen mit Wassergehaltmessungen angewendet. Die Anzahl der Messtiefen je Monitoring-Standort lag zwischen 2 und 8. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde auf eine Darstellung der einzelnen Bodentiefen verzichtet. Bei der Ermittlung der mittleren E_1 -Werte wurden negative E_1 -Werte auf 0 gesetzt um eine ausgewogenere Berechnung zu ermöglichen.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse für alle Flächen bestätigt die Evaluierung anhand der Bodenwassergehalte die grundsätzliche Eignung der unkalibrierten Modellparametrisierung hinsichtlich der Bodenwassergehalte nur bedingt. Insbesondere einzelne Flächen wurden äußerst schlecht getroffen. Berücksichtigt werden muss hierbei aber, dass aufgrund der extrem hohen kleinräumlichen Variabilität schon die einzelnen Messparallelen große Unterschiede in Niveau und Dynamik der Bodenwassergehalte aufweisen, die eine Validierung anhand dieser Daten erschweren (Nielsen et al. 1973). Bei einigen Flächen (siehe z.B. Abb. 14) liegt nur eine Messung je Tiefenstufe vor. Aber selbst bei einer höheren Anzahl an Parallelen kann von einer bestandesrepräsentativen Messung nicht gesprochen werden (Bouten et al. 1992, Deurer et al. 2000, Orfanus et al. 2008, Wessolek et al. 2008). Darüber hinaus prägen sich Ungenauigkeiten bei der Modellierung des Bestandesniederschlages (vgl. vorangegangenen Abschnitt – z.B. durch die Verwendung von regionalisierten Klimadaten) bei der Modellierung direkt auf die Ergebnisse des Wassergehaltes durch. Darüber hinaus ist zu beachten, dass standortbedingt die insgesamt eher unbefriedigenden Validierungsergebnisse beim Wassergehalt auch auf fehlende bodenspezifische Kalibrierung der Messsonden zurückzuführen sein kann. Des Weiteren fielen im Zuge der Modellevaluierung noch weitere Probleme an den Messdaten auf (z.B. unplausible Trends), die jedoch nicht mehr alle korrigiert und behoben werden konnten, um nicht den weiteren Projektfortschritt nachdrücklich zu gefährden.

Matrixpotential

Mit einer Ausnahme lagen für alle in der Tabelle 36 aufgeführten Flächen Messungen des Matrixpotentials vor. Die Messungen erfolgten in der Regel mit Tensiometern und entsprechend ist der verfügbare Datenbereich auf feuchtere Bodenverhältnisse begrenzt. Im Gegensatz zu den Bodenwassergehalten mussten die Matrixpotentialmessungen nicht noch extra auf ein gleiches Niveau mit den modellierten Werten gebracht werden. Abbildung 15 zeigt beispielhaft, dass die ungefähre Dynamik der Matrixpotentialänderungen in den meisten Bodenschichten und Beständen durch die Anwendung des unkalibrierten Modellsystems einigermaßen beschrieben werden kann.

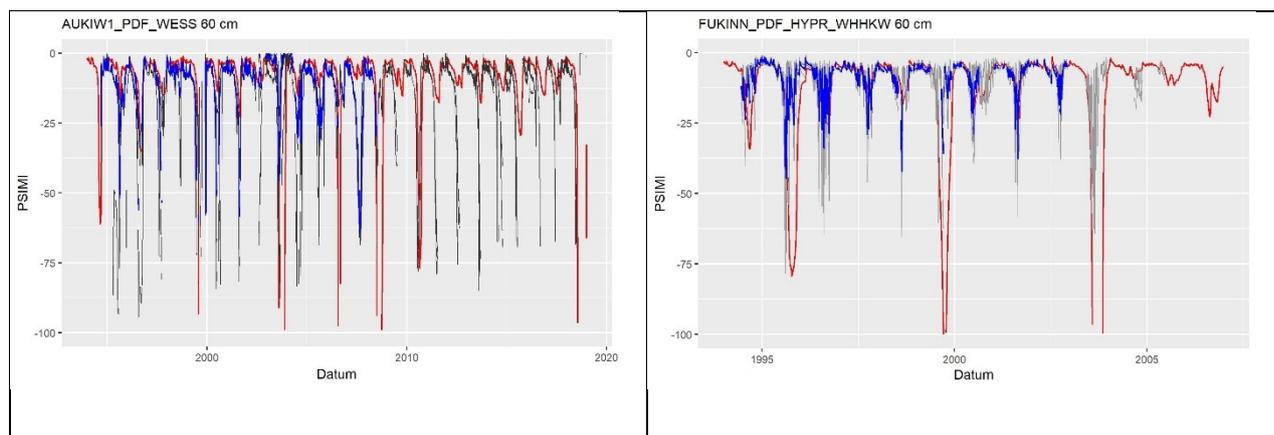


Abbildung 15: Vergleich gemessener (blau, Messparallelen grau) und modellierter (rot) Matrixpotentiale (PSIMI in kPa) am Beispiel der mit Kiefern bestockten Flächen Augustendorf (links) und Fuhrberg (rechts) in 60 cm Bodentiefe.

Die Gütemaße der Tabelle 37 zeigen dass einige Flächen besonders schlecht getroffen werden. Auch hierfür können die gleichen Gründe wie im vorangegangenen Abschnitt zum Bodenwassergehalt angeführt werden.

Tab. 40: Ermittelte Qualitätsmaße nach Tab. 37 für die modellierten Matrixpotentialen [kPa] an den Validierungsflächen in Niedersachsen, Hessen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt.

Messfläche	Baumart	Anzahl Tiefen	RMSE [kPa]	MBE [kPa]	R ²	E ₁
AUKIW1	Kiefer	5	80.51	-11.15	0.16	18.96
BHBUNN	Buche	5	299.68	-211.19	0.74	2.68
EHEINN	Eiche	5	10.01	3.07	0.52	0
FUKINN	Kiefer	5	51.86	-9.95	0.04	20.23
GWBUNN	Buche	5	667.36	-478.71	0.04	0.73
KLDGNN	Douglasie	5	80.45	-10.77	0.33	18.01
KLKINN	Kiefer	3	67.16	-9.02	0.06	27.57
LBKABO	Fichte	6	68.83	-6.26	0.18	30.18
LBNHOB	Fichte	8	21.32	1.02	0.29	11.65
LBSHOB	Fichte	8	62.68	-1.01	0.06	11.6
LSBUNN	Buche u. Eiche	5	223.55	-84.8	0.16	21.44
NEKINN	Kiefer	3	243.7	-63.83	0.01	31.21
SLB1NN	Buche	5	86.14	-16.59	0.33	34.34
SLF1NN	Fichte	17	13.16	-3.24	0.27	14.92
SPEBUHB	Buche	5	19.37	-4.56	0.38	36.95
ZIEBUHB	Buche	4	17.45	-4	0.35	0.61
Mittelwert		5.88	125.83	-56.936875	0.245	17.5675

Modellvalidierung artspezifischer Parameter an Flächen des SAPFLUXNET-Netzwerks

Die Transpiration der Bäume ist eine der unsichersten Größen in der Wasserhaushaltsmodellierung, weil sie einerseits einen sehr großen Anteil an der Gesamtverdunstung haben kann und es andererseits noch nicht ausreichend qualitätsgeprüfte Messdaten der Transpiration gibt, so dass auch die berechnete Wasserbilanz kaum an dieser Stelle zu überprüfen ist. Dabei gibt es gerade bei der Transpiration große Baumartunterschiede und diese muss das Modell möglichst gut reproduzieren können, wenn daraus Baumartempfehlungen abgeleitet werden sollen. Die Wahl einer Baumart ist eine der wenigen besonders wirksamen Reaktionsmöglichkeiten, die die Forstwirtschaft im Hinblick auf den Klimawandel hat, deshalb müssen die artspezifischen Parameter passen, denn sie entscheiden über das Abschneiden der Baumarten im Modell und damit auch über Baumartempfehlungen, die daraus abgeleitet werden.

Einen neuen Qualitätsstandard für Saftflussmessungen und daraus ableitbare Transpirationsraten setzen die Messdaten des SAPFLUXNET-Netzwerks, die gegen Ende der Projektlaufzeit bekannt wurden (Poyatos et al. 2021). Fast 200 Datensätze von Saftflussmessungen wurden hier nach denselben Prinzipien aufbereitet, qualitätskontrolliert und mit notwendigen Zusatzinformationen, insbesondere auch den täglichen meteorologischen Daten versehen. Die gleichartige Aufbereitung der weiteren Bestandesinformationen ermöglichte es, LWFBrook90 mit den Daten grob zu parametrisieren, auch wenn insbesondere die Bodendaten nicht in der Qualität verfügbar waren, die die Standortkartierung liefert. Zusätzlich zu den Datenbankinformationen wurden durch Kontaktaufnahme mit den bearbeitenden Wissenschaftlern oft wichtige Informationslücken geschlossen. Für einen Vergleich der vom Modell generierten Transpirationsraten mit gemessenen Daten sind die Simulationen durch die grobe Parametrisierung qualitativ brauchbar, aber quantitativ

nicht vollständig belastbar: Sie ermöglichen jedoch eine Aussage über die relative Größenordnung der Transpirationsraten im Baumartenvergleich auf der Basis von Klima- und Bestandesdaten und es war im Vorhinein ganz offen, ob die anhand von blattphysiologischen Messungen aus der Literatur und Modellierungsergebnissen zu Bodenfeuchte und Bestandesniederschlag abgeleiteten artspezifischen Parameter dazu geeignet sind, diese relativen Größenordnungen zu reproduzieren.

Modellparametrisierung der SAPFLUXNET-Flächen

Die meteorologischen Daten der Flächen begannen nicht immer am Anfang des ersten Messjahres, sondern zum Teil nur am selben Tag wie die Messungen. Da es aber in der Regel keine initiale Bodenfeuchte zu den Beständen gab, wurde wenn nötig das Klima eines anderen Jahres von derselben Station zum entsprechenden Datum einige Monate vor die zur Verfügung stehende Klimazeitreihe gesetzt, um so eine initiale Bodenfeuchte erzeugen zu können. Der Effekt dieses Eingriffs wirkt sich bei der Bodenfeuchte nur auf die ersten Tage der Simulation mit den gemessenen Klimadaten aus und schien daher tolerierbar. In einem Fall (Stechlin) konnten auch zusätzliche bzw. verbesserte Klimadaten von den Messdatenurhebern erhalten werden. Hintergrund für dieses Vorgehen ist aber auch, dass der Laubaustrieb aus den meteorologischen Daten ab Anfang des Jahres hergeleitet werden muss, so dass sich in den Simulationen unter Umständen ein im konkreten Jahr nicht realistischer Starttermin für die Vegetationsperiode eingestellt haben kann.

Die Geländeparameter Hangneigung und Hangrichtung konnten dem SAPFLUXNET Datensatz immer entnommen werden.

Für die Bodendaten standen meistens nur zwei grobe Angabe zur Verfügung, nämlich der Sandanteil und der Tonanteil des Bodenprofils. Diese Information ist nicht ausreichend für die Bodenparametrisierung und so blieb nur die Möglichkeit, auf der Grundlage der im Projekt verwendeten Bodenprofile solche Profile auszuwählen, die hinsichtlich Sandanteil und Tonanteil ähnlich zu den Angaben im Datensatz waren. Hierzu wurden ausschließlich die gut charakterisierten Bodendaten der nordwestdeutschen Level II-Flächen herangezogen und ihre Sand-, Schluff- und Tonanteile bis 100cm Bodentiefe aggregiert. Als Ähnlichkeitsmaß wurde der Root Mean Square Error zu allen drei Größen verwendet. Dieses Verfahren wurden an einzelnen Beständen mit Bodenfeuchtemessungen in verschiedenen Tiefen getestet und lieferte in diesen Fällen zufriedenstellende Ergebnisse (Abb. 16).

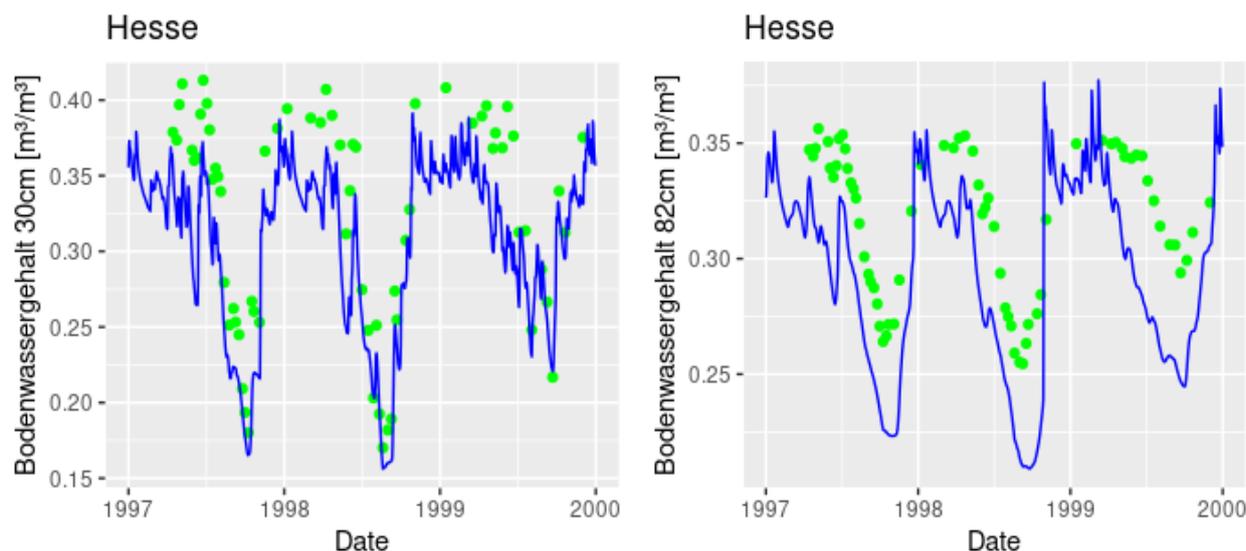


Abb. 16: Bodenfeuchtesimulationen (blau) für den Buchenstandort Hesse (FR) im Vergleich zu Bodenfeuchtemessungen (grün).

Bestandesdaten im Sinne von Grundfläche, Bestandesdichte, Alter und Höhe lagen immer jahresweise vor, auch der Anteil verschiedener Baumarten an der Bestandesgrundfläche. Aus diesen Daten wurden mit dem in WHH-KW entwickelten LAI-Modell SAI und LAI ausgerechnet. Wenn gemessene LAI-Werte vorlagen, wurden diese verwendet. Insgesamt wurden 22 Messkampagnen des SAPFLUXNET-Netzwerks auf diese Weise parametrisiert.

Baumartunterschiede in der Transpiration

Die Saftflussdaten an zumeist 3 bis 10 Bäumen wurden nach dem von Poyatos et al (2021) vorgeschlagenen Verfahren zur Bestandstranspiration hochgerechnet, indem ein konstantes Verhältnis zwischen Saftfluss und Grundfläche angenommen wurde. Etwaige Begleitbaumarten wurden dabei behandelt als wären sie von derselben Baumart. Bei Nichtvorliegen der Bestandesgrundfläche wurde alternativ über die Blattfläche der Messbäume auf die Gesamtblattfläche des Bestandes hochgerechnet, wenn diese aus Blattflächenindexmessungen vorlag. Aufgrund von Datenlücken in der Saftflussmessung war für die Berechnung der jährlichen Transpirationssumme ein Lückenersatz nötig. Hierzu wurde das Verhältnis (SimQ) zwischen der simulierten Transpiration (TR_{sim}) und der aus Saftflussdaten hochgerechneten Transpiration (TR_{up}) an den Tagen mit vorhandener Messung bestimmt:

$$SimQ = \frac{\sum TR_{sim}}{\sum TR_{up}} \quad (13)$$

Die hochgerechnete Transpiration wurde dann unter Verwendung von SimQ auf die Tage mit Messlücken extrapoliert, in der Erwartung, dass an diesen Tagen das Verhältnis zwischen der gemessenen und der simulierten Transpiration im Mittel genauso war wie im überwiegenden Teil der Messperiode.

Die Messdaten stammen aus sehr unterschiedlichen klimatischen Situationen mit Jahresniederschlägen von 260 mm bis 1118 mm und Jahresmitteltemperaturen von 2,9°C bis 12,8°C. Die für jeden Bestand hochgerechneten und lückenersetzten jährlichen Transpirationssummen im Durchschnitt der Messjahre des Bestandes weichen bis zum Faktor 7 voneinander ab und reichen von 60 mm/a bis 431 mm/a (Tab 41).

Tab. 41: SAPFLUXNET-Bestände, deren Transpiration zur Validierung herangezogen werden konnte. Der Grundflächenanteil der Hauptbaumart, Jahresniederschlag der Messjahre (Nied), Durchschnittstemperatur der Messjahre (Temp), aus Messungen abgeleitete jährliche Transpirationssumme TR/a und der Transpirationsanteil am Niederschlag (TR%) sind dargestellt.

Name, Land	Land	Artanteil	Alter (a)	Höhe (m)	Nied (mm)	Temp (°C)	TR/a (mm)	TR%
Stitna nad Vlari	CZ	Buche 100%	114	31	669	8,9	352	53
Hesse 1	FR	Buche 90%	31	13	981	10	419	43
Hesse 2	FR	Buche 90%	29	12,8	957	10,3	431	45
Stechlin 1	DE	Buche 100%	113	27,2	663	8,3	164	25
Stechlin 2	DE	Buche 100%	115	27,2	663	8,3	224	34
Merzalben Bu	DE	Buche 100%	53	23	934	8,8	237	25
Lanzhot	CZ	Eiche 29%	110	36	503	10,9	267	53
Fontainebleau 1	FR	Eiche 79%	150	28	772	12,8	133	17
Fontainebleau 2	FR	Eiche 79%	158	28	711	11,5	213	30
Bilovice	CZ	Eiche 100%	39	14	630	9,7	394	63
Norunda ST2	SE	Fichte 54%	97	27,7	301	6	184	61
Bik	CZ	Fichte 100%	39	16,7	1118	7	241	22
Davos	CH	Fichte 95%	240	28	716	2,9	60	8
Fyodorovskoje	RU	Fichte 86%	177	23,5	260	5,1	97	37
Krtiny	CZ	Fichte 100%	34	17	631	9,8	128	20
Merzalben mix	DE	Douglasie 67%	48	30	934	8,8	198	21
Merzalben mix 2	DE	Douglasie 68%	53	31	938	9,4	180	19
Merzalben Dou	DE	Douglasie 100%	38	29	934	8,8	139	15
Merzalben Dou 2	DE	Douglasie 100%	43	30	938	9,4	149	16
Norunda ST3	SE	Kiefer 79%	110	27,2	295	6,5	188	64

Norunda ST1 a.t	SE	Kiefer 82%	104	28,7	655	5,3	196	30
Loobos	NL	Kiefer 100%	104	18	661	9,9	152	23

Eine relative Beurteilung der Baumarten-Transpiration muss die klimatischen Unterschiede berücksichtigen und insbesondere das unterschiedliche Niederschlagsangebot hat bestimmenden Einfluss auf die mögliche Transpirationsrate. Vergleicht man den Anteil der Transpiration am Niederschlagsangebot, so ergibt sich in Bezug auf den Baumartvergleich der simulationsgeeigneten Bestände folgendes Bild (Tab. 42):

Tab. 42: Baumartunterschiede der maximalen jährlichen Transpirationsrate (TR/a max) und des Transpirationsanteils am Niederschlag (TR%), hergeleitet auf Basis von Saffflussmessungen der simulationsgeeigneten SAPFLUXNET-Bestände (Tab. 41)

	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
TR/a Max.	431	394	241	196	198
TR/a Median	295	240	128	188	165
TR% Median	39%	42%	22%	30%	18%

Demnach wurden die höchsten jährlichen Transpirationssummen überhaupt bei Eichen und Buchen beobachtet, während die Nadelbäume im Maximum jährlich etwa nur halb so hohe Transpirationssummen aufwiesen: Am geringsten waren die maximalen jährlichen Transpirationssummen bei Kiefer und Douglasie, bei Fichte waren sie unter den Nadelbäumen am höchsten. Der Median der jährlichen Transpirationssummen bestätigt diese Rangordnung im Wesentlichen. Er liegt bei Buche und Eiche höher als bei Kiefer und Douglasie, bei Fichte war er am geringsten. Ungefähr dieselbe Abfolge ergibt sich auch beim jährlichen Transpirationsanteil am Freilandniederschlag, dieser war im Median der Messungen bei Eiche und Buche am höchsten (39-42%), während er bei den Nadelbäumen deutlich geringer ist. Aufgrund der geringen Anzahl an Beständen ist ein Vergleich der Mediane hier sinnvoller als die Mittelwertbildung. Demnach liegt der Transpirationsanteil am Niederschlag bei Kiefern um 30% und bei Fichten (22%) und Douglasien (18%) noch niedriger.

Bei der Interpretation dieser Zahlen ist zu beachten, dass es noch sehr wenige Bestände je Baumart sind, die mittleren und maximalen Werte können sich also mit zusätzlichen Messungen noch deutlich verschieben. Bei Douglasie handelt es sich nur um jeweils 2 Messperioden an 2 nahe beieinanderliegenden Beständen (Merzalben). Bei Fichten und Kiefern gibt es einzelne Bestände mit sehr hohen Transpirationsanteilen am Niederschlag, die allerdings von den Flächen mit den geringsten jährlichen Niederschlägen im Datensatz stammen, wo so hohe Anteile auch mit niedrigen Transpirationsraten erreicht werden. Das Maximum der Transpirationsanteils am Niederschlag wird wegen solchen möglichen Effekten nicht in den Baumartenvergleich einbezogen.

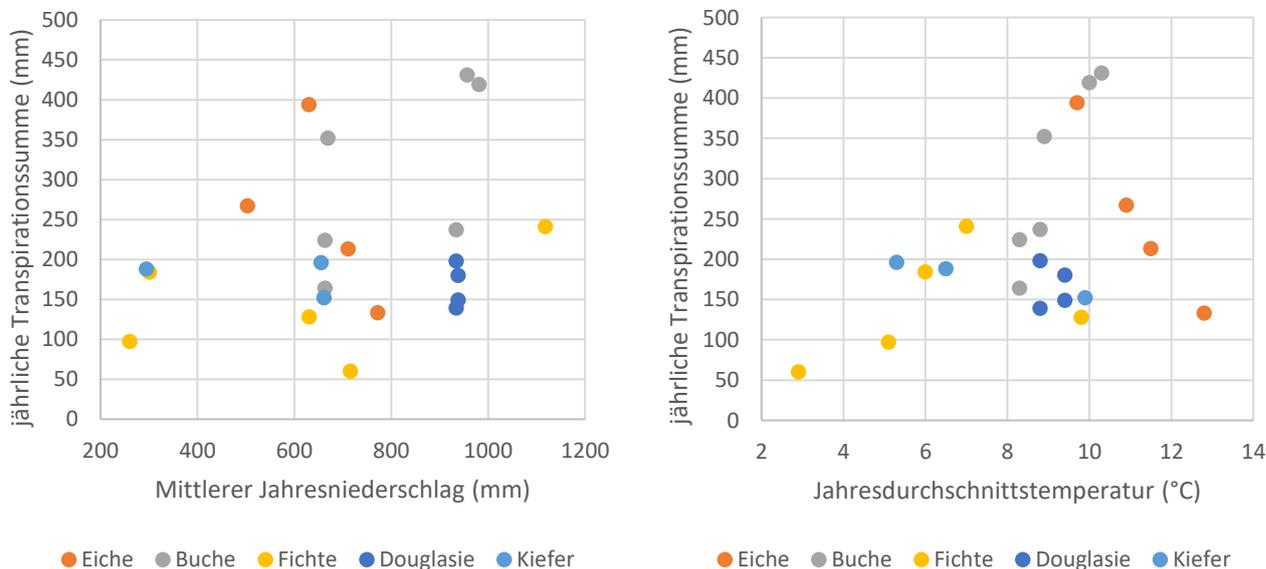


Abb.17: Abhängigkeit der aus Saftflussdaten abgeleiteten mittleren jährlichen Transpirationssumme von Jahresniederschlag und Durchschnittstemperatur der Messdaten

Die beiden kühlest Standorte sind ebenfalls Fichtenflächen, auf denen auch aufgrund des dadurch erniedrigten Verdunstungsanspruch der Atmosphäre mit besonders niedrigen Transpirationsraten zu rechnen wäre, es sind die niedrigsten Transpirationssummen im ganzen Datensatz. Hierdurch wird möglicherweise die Transpirationsleistung der Fichten im Baumartvergleich tendenziell unterschätzt, insbesondere wenn man bedenkt, dass die immergrünen Fichten bei milden Temperaturen auch besonders lange transpirieren können.

Mit der Jahresdurchschnittstemperatur (Abb. 17) der Messperiode nahmen die jährlichen Transpirationssummen grundsätzlich zu, allerdings nur bis zu einer Temperatur von ca. 10°C. Bei den drei wärmsten Standorten (ausschließlich Eiche) nahm die Transpirationssumme dagegen mit der Temperatur wieder ab, obwohl das Wasserangebot aus den Niederschlägen hier zunahm. Aufgrund der auf den wärmsten Standorten auftretenden längeren Trockenperioden ist der statistisch vorhandene lineare Zusammenhang zur Jahresdurchschnittstemperatur eher als Optimumskurve mit einem Maximum um 10°C zu interpretieren.

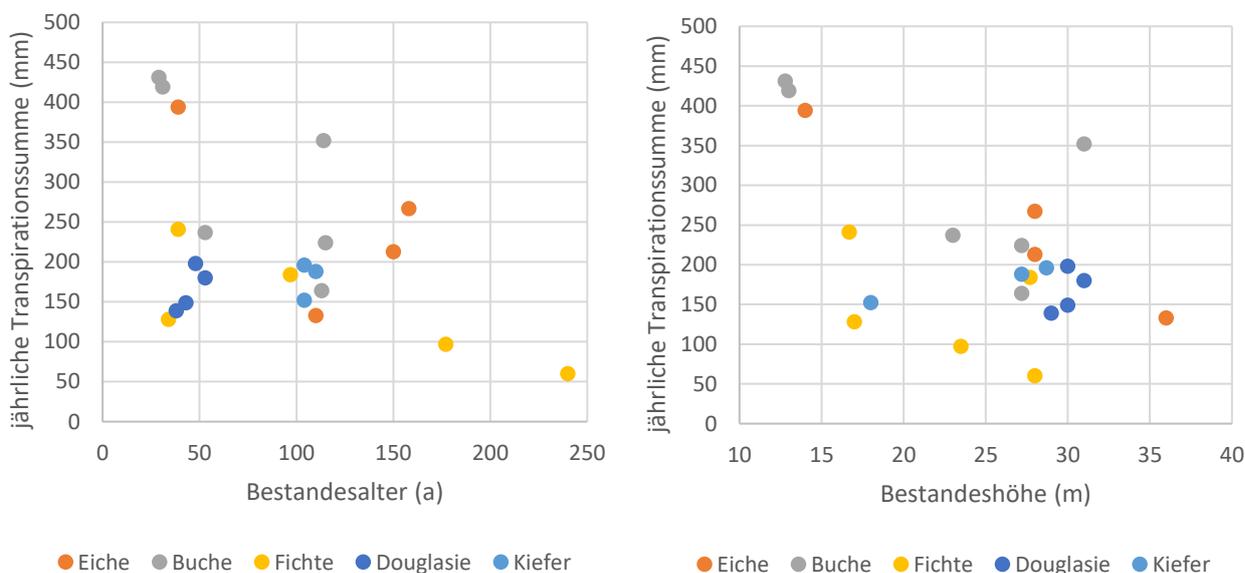


Abb. 18: Abhängigkeit der aus Saftflussdaten abgeleiteten mittleren jährlichen Transpirationssumme von Bestandesalter und Bestandeshöhe

Als weitere Einflussfaktoren sind die miteinander korrelierten Größen Alter und Höhe zu nennen, bei beiden Größen zeigte sich eine Abnahme der Transpirationssumme mit zunehmendem Alter bzw. Höhe (Abb. 18).

Als Ergebnis des Baumartenvergleichs lässt sich festhalten, dass die Baumarten hinsichtlich der jährlichen Transpirationssummen etwa in folgender Relation zueinander stehen:

Buche und Eiche > Fichte und Kiefer > Douglasie

Insbesondere die Einordnung der Douglasie ist hier noch vorläufig. Im Vergleich zu dieser relativen Einordnung erscheint allerdings auch die aus anderen Quellen abgeleitete Parametrisierung der maximalen Blattleitfähigkeiten (GLMAX) plausibel. Die maximale Blattleitfähigkeit ist einer der sensitivsten Parameter des Modells und kann neben dem LAI die Simulationsergebnisse sehr weitgehend bestimmen. In der abgestimmten Parametrisierung werden folgende artspezifische GLMAX-Werte verwendet:

Eiche > Buche > Kiefer > Fichte > Douglasie
 0,007 0,006 0,0045 0,0035 0,0025

Simulationsergebnisse zur Transpiration im Baumartvergleich

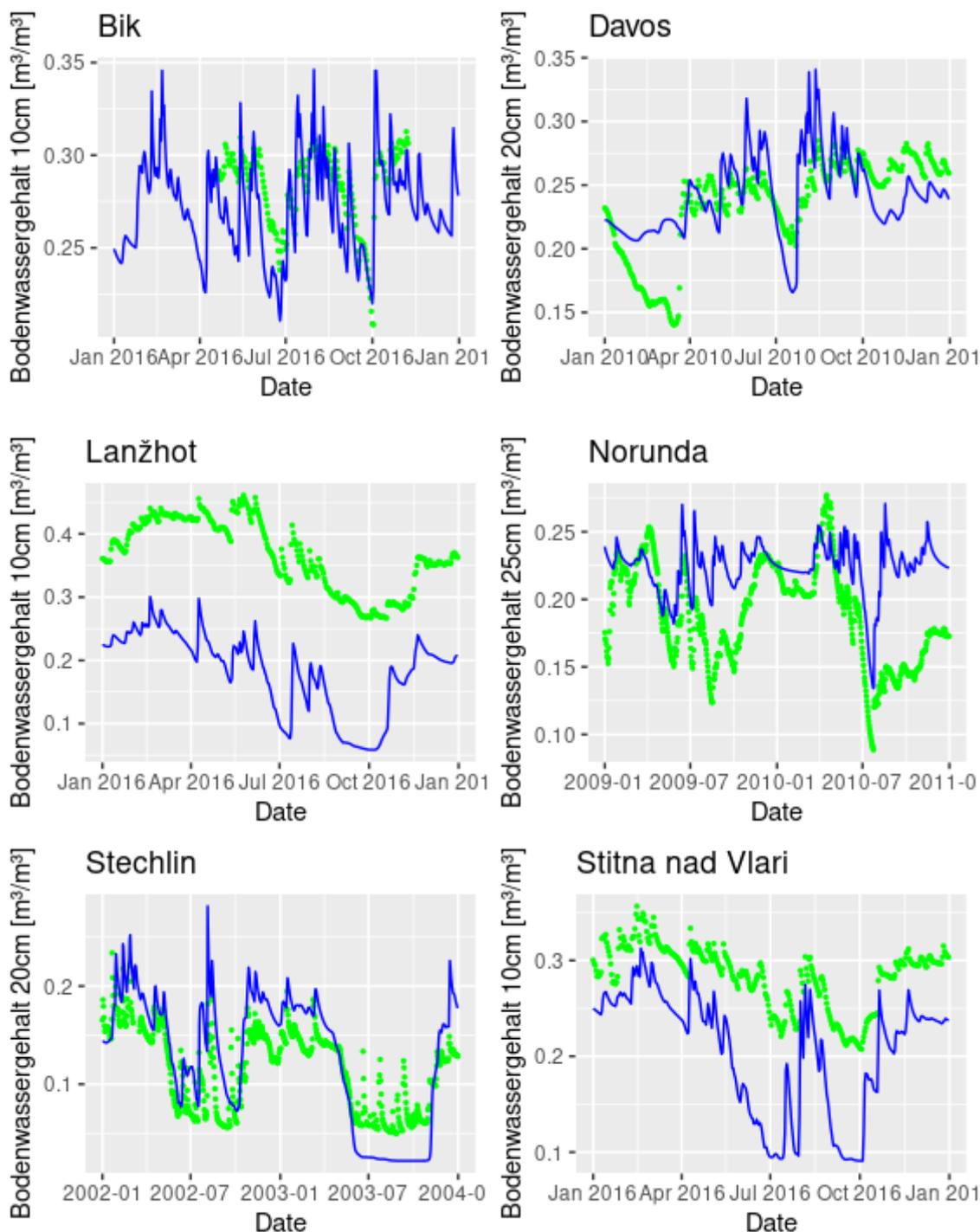


Abb. 20: Bodenfeuchtesimulationen (blau) für den Oberboden in den Fichtenstandorten Bik (CZ) und Davos (CH), im Eichenstandort Lanžhot, im Kiefernstandort Norunda (S) und in den Buchenstandorten Stechlin (D) und Stitna nad Vlari (CZ) im Vergleich zu Bodenfeuchtemessungen (grün).

Die zum Teil vorhandenen Bodenfeuchtemessungen von den Saftfluss-Messflächen bieten eine gute Gelegenheit, die Realitätsnähe der durch die grobe Parametrisierung festgelegten Wasserhaushaltssimulationen zu überprüfen. Angesichts der oft unzureichenden Bodeninformationen war es zum Teil überraschend, wie gut auch die Bodenfeuchte selbst in tieferen Bodenschichten auf dieser Basis getroffen werden konnte (vgl. Abb. 16). Soweit vorhanden, wurden die Bodenfeuchtemessdaten in den oberen Bodenschichten in akzeptabler Weise auf Grundlage der artspezifischen Standardparametrisierung abgebildet (Abb. 19). Dabei spielt zum Teil auch eine

Rolle, dass Niveauverschiebungen bei Bodenfeuchtemessdaten nicht ungewöhnlich sind, so dass auch ein paralleler Verlauf mit ca. 20% Niveauunterschied in der gemessenen und der simulierten Bodenfeuchte wie bei Lanžhot als akzeptabel einzustufen ist.

Die auf einer unvollkommenen Datenbasis entstandenen Simulationsergebnisse für die Transpiration sind quantitativ nicht sehr genau. Sie werden hier aber dargestellt, um den Effekt der verwendeten artspezifischen Parameter bei einer Simulation von Beständen darzustellen, deren Bodendaten nicht im Detail bekannt sind – diese Datenlage wird sicherlich auch bei manchen Anwendungen für sehr große Gebiete auftreten. Interessant ist in diesem Zusammenhang an den Ergebnissen, ob die aus Messungen abgeleiteten Transpirationsraten im Mittel eher unterschätzt oder eher überschätzt werden und ob es in dieser Hinsicht baumartenspezifische Unterschiede gibt. Eine relative Überschätzung im Vergleich zu den aus Messungen hochgerechneten Werten ist dabei unkritisch, weil es bei der Saftflussmessung selbst aus technischen Gründen leicht zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Transpiration kommen kann, während eine Überschätzung durch die Messung selbst kaum möglich ist: Da die Messung immer auf der Kühlungswirkung des Saftstroms auf einen Temperatursensor beruht, erfasst die Messung die tatsächlichen Raten nur bei gutem thermischen Kontakt und bleibt sonst darunter. Eine Tendenz zur Überschätzung durch die Simulationen ist daher zu erwarten und sie wäre in dem Fall wahrscheinlich keine Überschätzung der tatsächlichen Transpirationsrate.

In Hinblick auf die hochgerechneten Saftflussmessungen ist es natürlich möglich, dass sich durch die Annahmen zur Hochrechnung Abweichungen von der tatsächlichen Transpirationsrate ergeben – diese Abweichungen sollten aber in gleicher Häufigkeit nach oben oder unten tendieren, weil die hier möglichen Fehler nicht gerichtet sind.

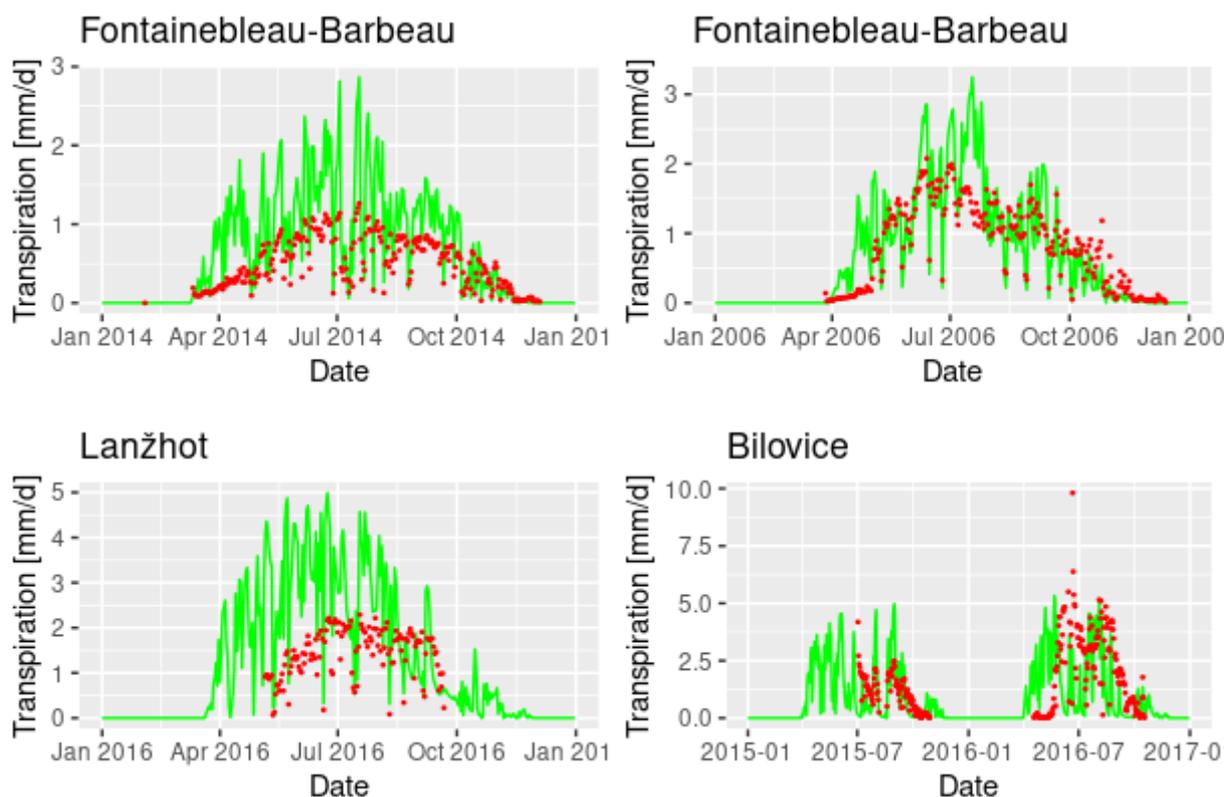


Abb. 20: Simulierte (grün) und aus Messungen hochgerechnete Bestandestranspirationsraten (rot) für ausgewählte Eichenflächen des SAPFLUXNET-Netzwerks

Bei den Eichenflächen (GLMAX Eiche = 0,007) werden die Transpirationsraten in Fontainebleau-Barbeau (2006) und Bilovice in der Größenordnung etwa richtig eingeschätzt (16 % Über- bzw. 16% Unterschätzung), es gibt aber auch zwei Messkampagnen (Fontainebleau-Barbeau 2014 und Lanžhot), bei denen die simulierte Transpiration um 77% bzw. 80% über den aus Messungen abgeleiteten Werten liegt (Abb. 20). Bei der Fläche Bilovice (2016) fällt auf, dass der Beginn der Vegetationsperiode im Modell früher angenommen wird, als er in der Realität wohl eingetreten ist – bei Lanžhot könnte dies auch der Fall sein, die Messungen dort starteten aber erst Ende Mai. Hintergrund für dieses gelegentlich auftretende Phänomen ist das Fehlen eines ausreichenden

Vorlaufs an Klimadaten. Die hochgerechneten Transpirationsraten der Eichenflächen wurden im Mittel um 39% überschätzt.

Bei den Buchenflächen (GLMAX Buche = 0,006) ist besonders auffällig, wie gut die Transpirationsraten des Buchenstandorts Hesse in Frankreich mit den Simulationen übereinstimmen (Abb. 21). Die simulierten Raten liegen nur um 6% bzw. 9% über den hochgerechneten. An den Messungen aus Hesse ist aber auch eine methodisch bedingte Einschränkung der Safflussmessungen zu erkennen: Wenn an denselben Bäumen über mehrere Jahre mit Saffluss-Sensoren gemessen wird, lässt sich oft eine Abnahme der Gesamtraten beobachten, die mit Veränderungen der Bäume durch die Messung zusammenhängen kann (z.B. Wundreaktionen des Holzes). Von den klimagetriebenen Simulationen her würde man so eine Abnahme wie in den Jahren 2000 bis 2006 eher nicht erwarten. Bei der Fläche Stitna nad Vlari ist aufgrund fehlender Klimadaten vom Jahresanfang wieder die Vegetationsperiode im Modell früher gestartet als in der Realität. Insgesamt gibt es bei der Simulation der Buchenflächen Bestände, bei denen die Transpirationsrate in der Größenordnung gut getroffen wurde, aber auch solche, deren Transpirationsrate mit dem Modell in der abgestimmten Parametrisierung überschätzt wurde (insbesondere Stechlin). In den ersten beiden Jahren der zweiten Messkampagne in Hesse (2000 und 2001) liegen die simulierten Transpirationsraten zum Teil niedriger als die aus Messungen hochgerechneten. Im Durchschnitt liegen die simulierten Transpirationsraten um 40% über den hochgerechneten.

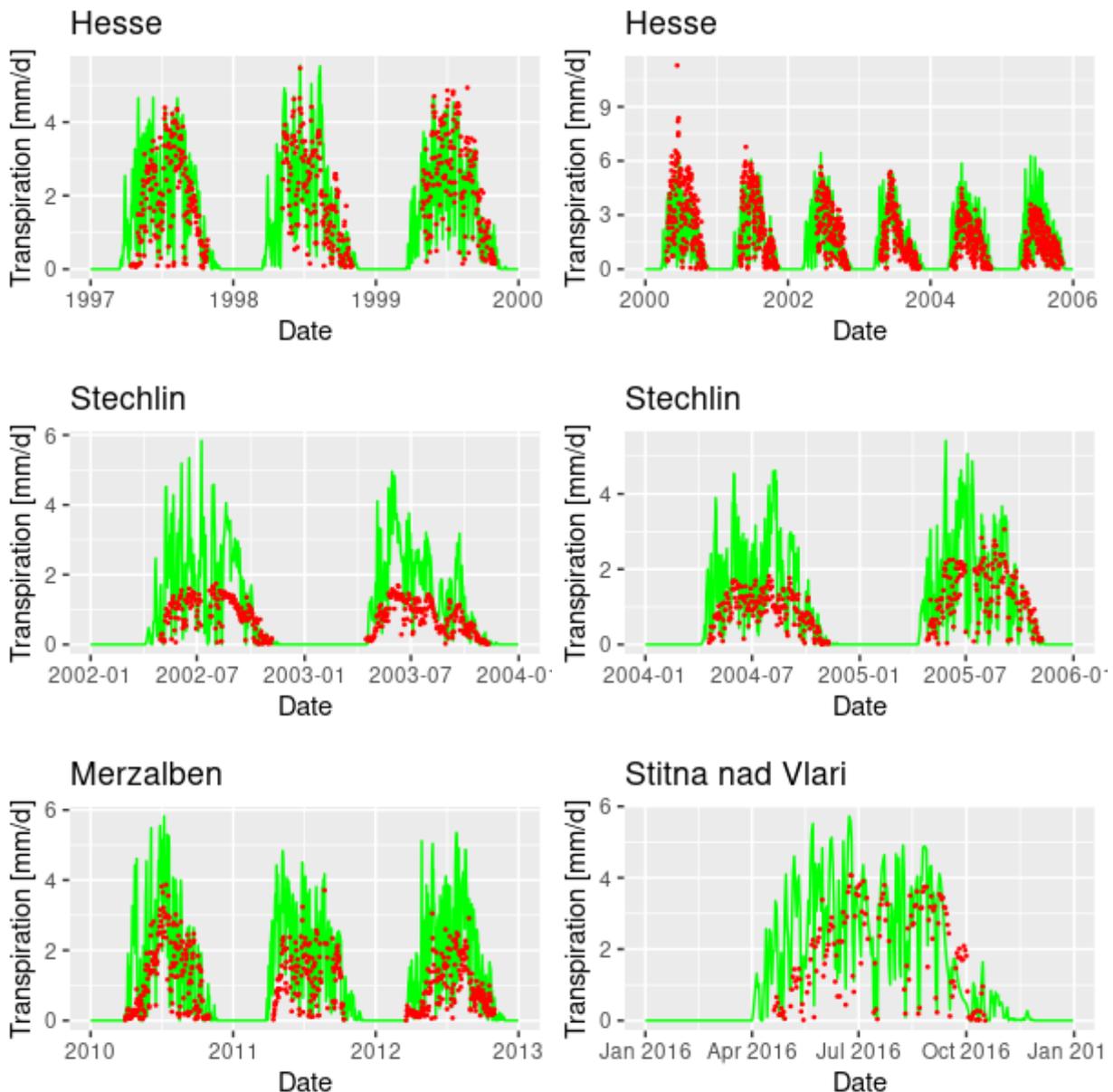


Abb. 21: Simulierte (grün) und aus Messungen hochgerechnete Bestandstranspirationsraten (rot) für ausgewählte Buchenflächen des SAPFLUXNET-Netzwerks

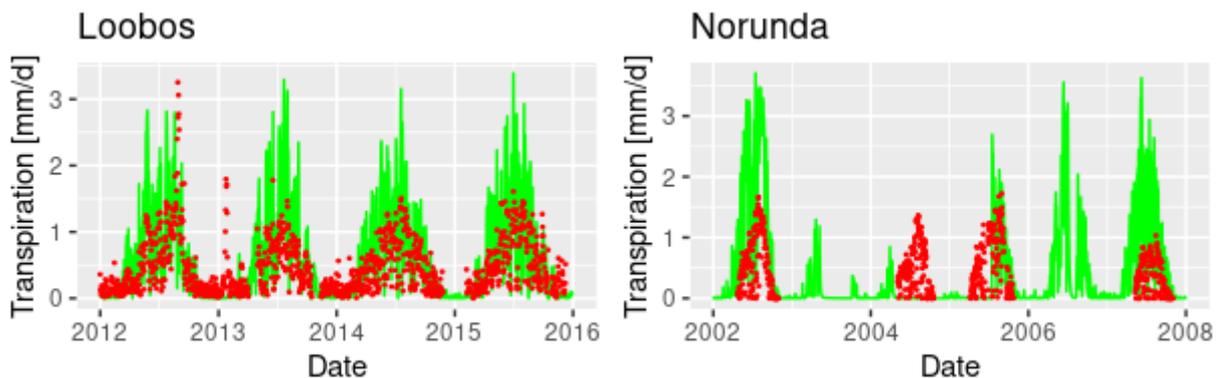


Abb. 22: Simulierte (grün) und aus Messungen hochgerechnete Bestandstranspirationsraten (rot) für ausgewählte Kiefernflächen des SAPFLUXNET-Netzwerks

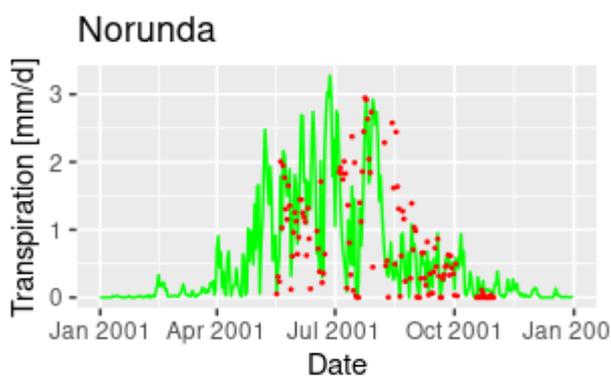
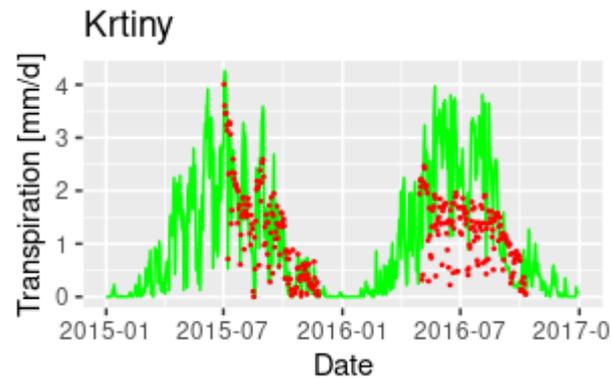
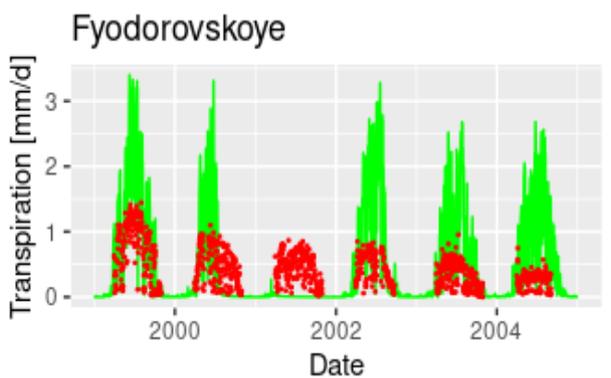
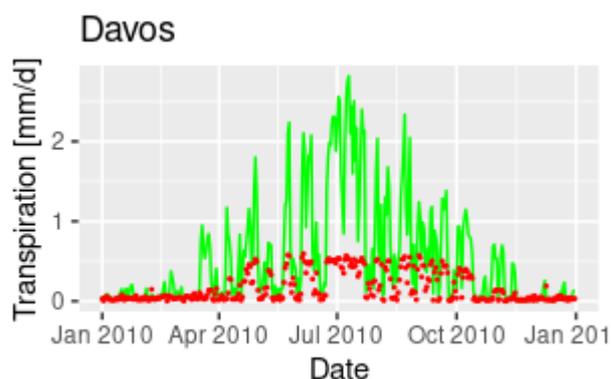
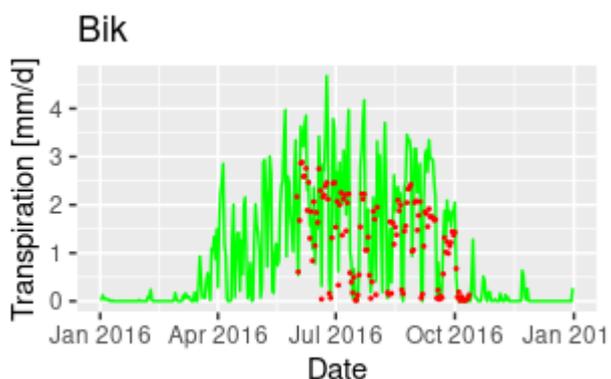
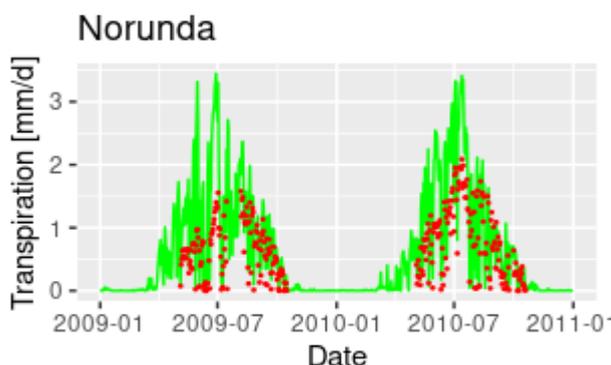


Abb. 23: Simulierte (grün) und aus Messungen hochgerechnete Bestandstranspirationsraten (rot) für ausgewählte Fichtenflächen des SAPFLUXNET-Netzwerks

Für die Baumart Kiefer (GLMAX Kiefer = 0,0045) waren nur 3 Untersuchungsflächen aus dem SAPFLUXNET-Netzwerk von der Datenlage her geeignet für eine Simulation (Abb. 22). Auch die erste Messkampagne des Norunda-ST3-Kiefernbestands weist in manchen Jahren Lücken in den Klimadaten auf, so dass hier nur die Jahre 2002 und 2007 ausgewertet werden konnten. Bei allen drei Kiefernbeständen (2009 wurde im Norunda Kiefernbestand ST1 gemessen) werden die hochgerechneten Transpirationsraten durch die Simulation übertroffen. Eine Ausnahme von dieser Regel gibt es an einigen Tagen auf der Fläche Loobos: Während es sich bei den extrem hohen Raten am Sommerende 2012 und im Januar 2013 wahrscheinlich um singuläre Messartefakte handelt, ist grundsätzlich auffällig, dass bei den Kiefern auch im Winterhalbjahr (2013/204 und 2014/2015) Saftfluss festgestellt wurde, während die Simulation im selben Zeitraum eine Transpiration von 0 mm berechnet. Dies fällt wegen der niedrigen Raten im Winter aber nicht ins Gewicht: Im Durchschnitt wurden die hochgerechneten Transpirationsraten durch die Simulation um 61% übertroffen.

Bei den Fichtenbeständen (GLMAX Fichte = 0,0035) gibt es mit Norunda ST2 und Krtiny zwei Bestände, deren hochgerechnete Bestandestranspiration aus den Jahren 2001 bzw. 2015 in der Größenordnung und im Verlauf gut mit den Simulationen übereinstimmt. Im zweiten Jahr der Messungen in Krtiny liegen die Messungen niedriger als die Simulation. Auf der Fläche Fyodorovskoye, deren Raten grundsätzlich überschätzt werden, zeigt sich über die Jahre ein abnehmender Trend in den Messungen, der zumindest anhand der klimaabhängigen Simulationen für die Jahre 2000 und 2002 so nicht zu erwarten wäre. Die Daten des Jahres 2001 konnten nicht in den Vergleich einbezogen werden, weil hierfür keine Klimadaten vorlagen. Auf den beiden anderen Flächen Bik und Davos liegt die simulierte Transpirationsrate höher als die aus Messungen hochgerechnete. Im Durchschnitt aller Fichtenbestände liegt die simulierte Transpirationsrate um 73% höher.

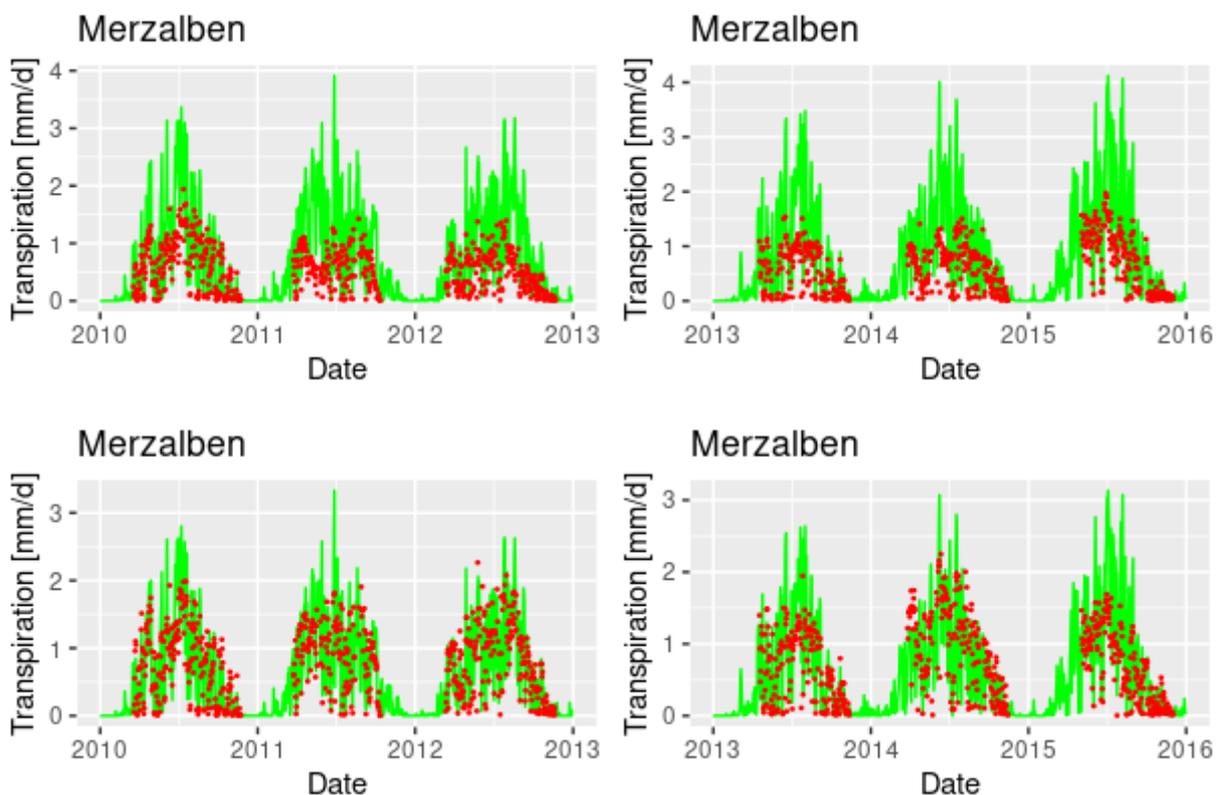


Abb. 24: : Simulierte (grün) und aus Messungen hochgerechnete Bestandestranspirationsraten (rot) für 2 ausgewählte Douglasienflächen des SAPFLUXNET-Netzwerks. Oben die Reinbestandsfläche Merzalben und unten der Mischbestand mit ca. 68% Douglasie.

Von den 4 Messkampagnen auf den beiden Douglasienflächen stimmten die hochgerechneten Messergebnisse der Mischbestandsfläche gut mit der simulierten Transpiration überein, hier lagen die Simulationen nur um 9% bzw. 18% höher. Im Vergleich dazu wurden die Daten vom Reinbestand deutlicher von den Simulationen übertroffen (in beiden Fällen um 88%). Im Durchschnitt lag die simulierte Transpiration bei Douglasie um 50% über der hochgerechneten.

Insgesamt lag die Simulation bei allen Baumarten höher als die aus Saftflussdaten hochgerechnete Bestandestranspiration und zwar - trotz der sehr unterschiedlichen GLMAX-Werte - auch in etwa in derselben Größenordnung (39% bei Eiche bis 73% bei Fichte). Fast nie lag die Simulation dagegen unter der Hochrechnung – das spricht dafür, dass GLMAX bei allen Baumarten nicht zu niedrig gewählt wurde. Ob der GLMAX-Parameter bei manchen Baumarten zu hoch liegt, lässt sich aufgrund des geschilderten gerichteten Fehlers in den Saftflussmessungen nicht sicher beurteilen. Das Vorkommen von in der Größenordnung sehr gut getroffenen Hochrechnungsdaten bei Eiche, Buche, Fichte und Douglasie weist aber darauf hin, dass die Parametrisierung die Baumartunterschiede adäquat widerspiegeln kann.

Modellanwendungen

Sachsen-Anhalt

Standörtliche Grundlagen: Relief, Boden, Grundwasser, Klima

Eine flächenhafte Implementierung des Modellsystems benötigt insbesondere flächenhafte Informationen über das Relief (Hangneigung und Exposition), die Bodenverhältnisse (Standortskartierung mit zugehörigen Leitprofilen), den Grundwasserflurabstand und auf die Standortseinheiten regionalisierte Klimadaten. Die Ableitung und Bereitstellung entsprechender Informationen wird im Folgenden beschrieben.

- (1) **Geländeinformationen:** Als Höhenmodell wurde ein DEM mit einer Rasterweite von 25 m verwendet. Aus diesem wurden die Hangneigung und die Exposition mit ArcGis abgeleitet. Die Zuordnung der Rasterwerte zu den Polygonen der Standortskartierung erfolgte über zonale Statistik. Für die Höhe über NN und die Hangneigung wurden für die Polygone die Mittelwerte ermittelt. Bei der Exposition (0-360°) wurde der Median verwendet.

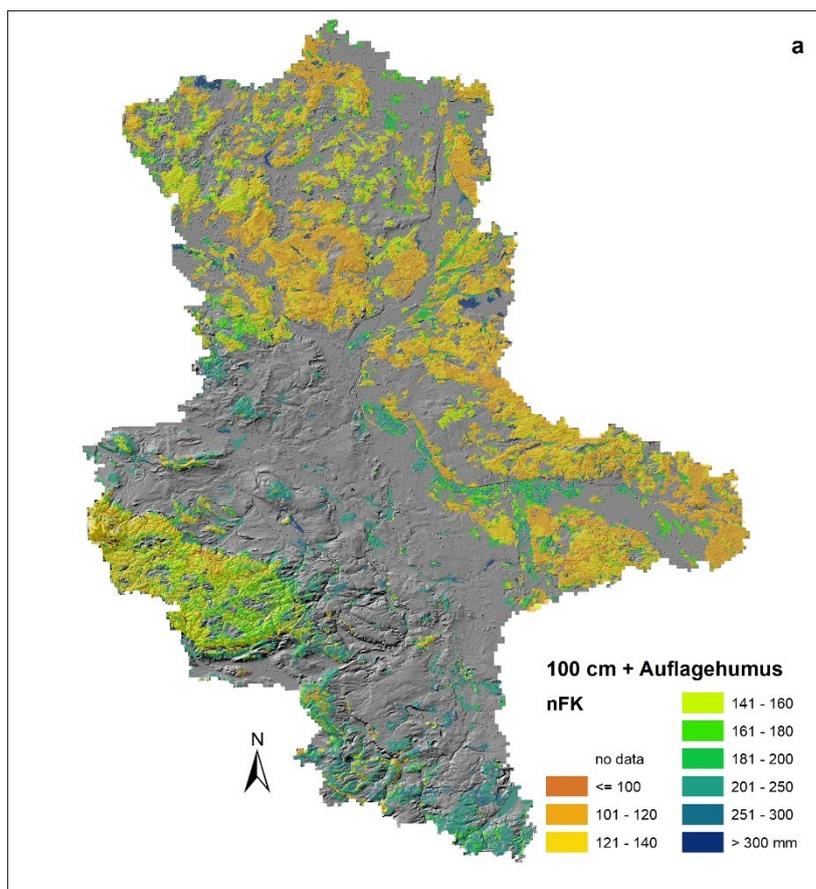


Abb. 25: Errechnete nutzbare Feldkapazität aller Waldstandorte in Sachsen-Anhalt auf Basis der für die dynamische Wasserhaushaltssimulation standortswise abgeleiteten Bodenprofile.

- (2) **Bodeninformationen:** Den Kartiereinheiten der Standortskartierung wurden unter Berücksichtigung des Grundwasserstandes und eventueller Unterlagerungen verfügbare Lokalbodenformen (vgl. Ahrends et al. 2016) zugeordnet. Für nicht kartierte Flächen, oder für Kartiereinheiten, denen keine Lokalbodenform zugeordnet werden konnte, wurde auf die Leitprofile der vorläufigen Bodenkarte im Maßstab 1:50.000 (VBK50, Landesamt für

Geologie und Bergwesen in Halle) für Sachsen-Anhalt zurückgegriffen. Da die Leitprofile der VBK50 und die Lokalbodenformen in der Evaluierung von Ahrends et al. (2016) hinsichtlich der erzielten Gütemaße sehr vergleichbare Ergebnisse erzielten, erscheint dieses Vorgehen gerechtfertigt. Abb. 25 zeigt die erstellte Bodenkarte für die Waldstandorte in Sachsen-Anhalt (Visualisiert anhand der nFK, die bis 100 m Profiletiefe (incl. Auflagehumus), die nach Dehner et al. (2015) ermittelt wurde.

- (3) **Grundwasserflurabstände:** Entscheidend für eine praxisnahe Einschätzung des Trockenstressrisikos ist die Einbeziehung von Grundwasserflurabständen. Um das Modellsystem genau wie im niedersächsischen Testgebiet Fuhrberger Feld ohne Modifikationen für Sachsen-Anhalt anwenden zu können, wurden zunächst die Grundwasserstufen der Ostdeutschen Standortkartierung in die niedersächsischen Wasserhaushaltsziffern übersetzt (Schmidt et al. 2013). An Waldstandorten für die keine Standortkartierung und entsprechend keine Grundwasserinformationen vorliegen, wurde aus der Bodenkarte für Sachsen-Anhalt (VBK 50 im Maßstab 1:50.000) der mittlere Grundwassertiefstand (MNGW) verwendet. Dieser beschreibt den Grundwassertiefstand im langjährigen Mittel (meist Juli bis Oktober) und somit ungefähr die Verhältnisse in der Vegetationsperiode (Albert et al. 2013), also den Zeitraum in dem Transpirationsdefizite durch Nachlieferungen aus dem Grundwasser über den kapillaren Aufstieg ausgeglichen werden können.

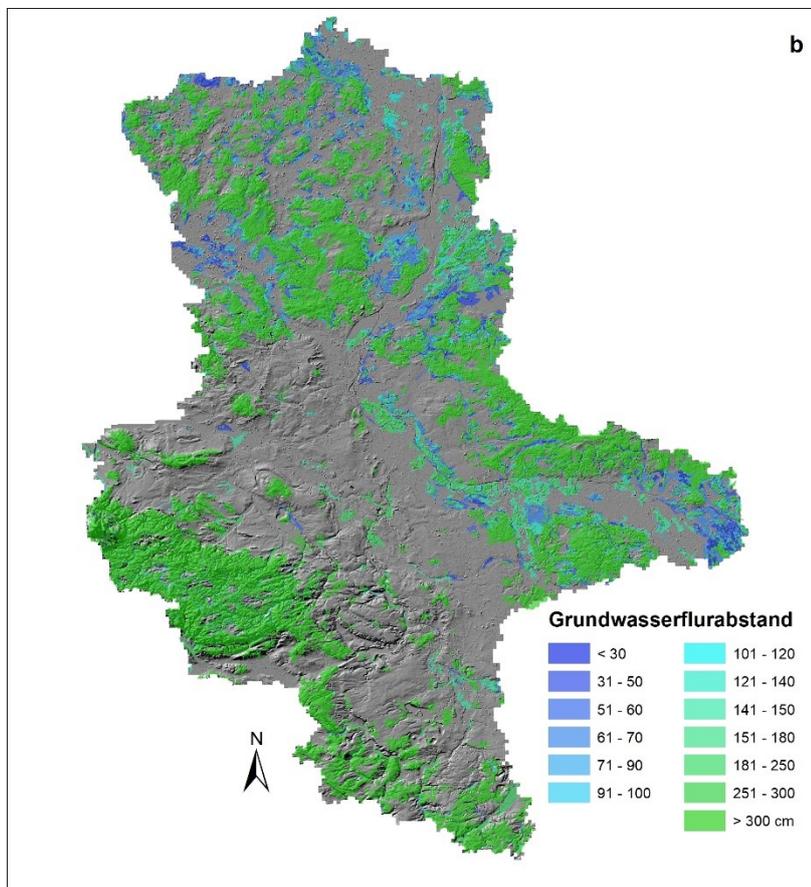


Abb. 26: Für jeden Waldstandort berechnete Grundwasserflurabstände für Sachsen-Anhalt als Grundlage der Wasserhaushaltssimulationen. Abgeleitet aus der Standortkartierung und der vorläufigen Bodenkarte für Sachsen-Anhalt (VBK 1:50.000).

- (4) **Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020.** Um die klimatischen Verhältnisse in den Klimanormalperioden (1961-1991; 1981-2010) und den extremen Trockenjahren (2018-2020) für die jeweiligen Flächen der Standortkartierung möglichst exakt abbilden zu können, wurden die täglichen Klimawerte der Rasterzellen auf die Polygone übertragen. Dieses erfolgte mit dem R-Package `exactextractr` (Bastion 2020). Das Extrahieren von Rasterwerten in ein Polygon der Standortkartierung bedeutet, dass Rasterzellen gefunden werden, die sich mit den Polygonen schneiden, und dass der Wert all dieser Zellen ermittelt (Mittelung in

Abhängigkeit vom Flächenanteil) und dem Polygon zugewiesen wird. Die Ergebnisse dieses Prozesses wurden in einer SQLite Datenbank abgespeichert.

Auf diese Weise wurden die Waldstandorte in Sachsen-Anhalt flächendeckend parametrisiert und stehen somit unmittelbar für das Modellsystem zur Verfügung.

Anwendung in der Testregion Harz (Sachsen-Anhalt)

Die Testregion im Harz (Sachsen-Anhalt) ist eine durch unterschiedliche Ausgangsgesteine, Lößüberwehungen, das bewegte Relief, unterschiedliche Höhenlagen und heute noch andauernde Hebungs Vorgänge bodenseitig sehr vielgestaltige Testregion. Neben dem Brockenmassiv und dem Ramberg-Massiv mit dem Ausgangsgestein Granit und den langgestreckten Kieselschieferzügen im Süden und Osten kommen zahlreiche weichere Gesteine wie Tonschiefer, Grünschiefer, Sandstein,

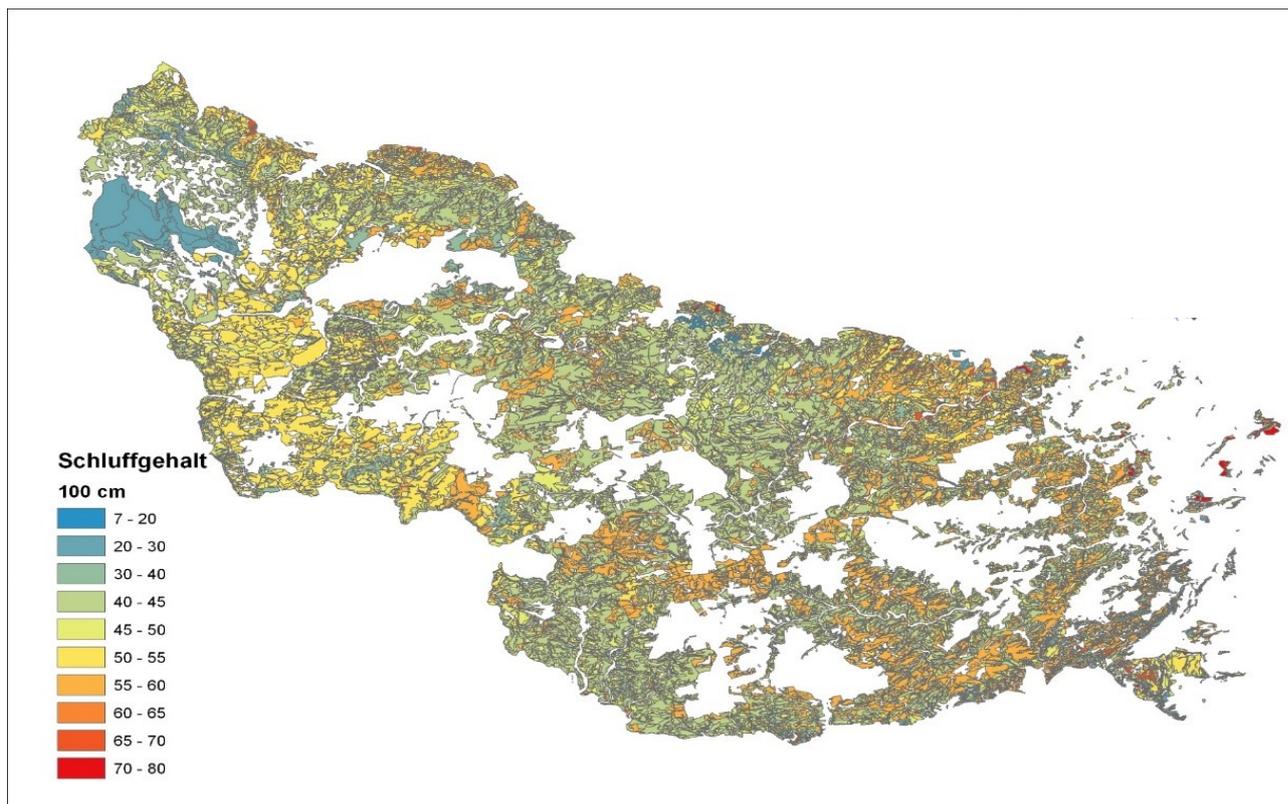


Abb. 27: Variabilität der Schluffgehalte an den Waldstandorten im Harz (Sachsen-Anhalt), aggregiert für die obersten 100cm des Mineralbodens

Kalkstein und Phyllit, aber auch Grauwacken, Diabas, Quarzit, Porphyrit, Konglomerate, Keratophyr, und skelettfreier Löss in nennenswerten Anteilen vor. Die unterschiedlichsten Bedingungen stellen sich auch durch die Höhenlagen-abhängig unterschiedliche Gesteinsverwitterung und die lageabhängigen Wasser- und Bodenbewegungen ein. Hierdurch stellt sich kleinräumig eine besonders große Variabilität der Bodenbedingungen ein, die in der Standortkartierung durch die Einteilung in über 19000 Standortseinheiten (Polygone) widergespiegelt wird. Auf 949 km² Gesamtfläche sind die Standortspolygone im Schnitt 4,7 ha groß.

Klimatisch ist der Harz (Sachsen-Anhalt) einerseits von einem starken Niederschlagsgefälle geprägt mit hohen steigungsbedingten Niederschlägen im Westen und geringen Niederschlägen im Osten. Andererseits gibt es eine gegenläufige Tendenz von meist weniger wasserbindigen Böden im Westen des Gebiets zu schluffreicheren Standorten mit einer höheren nutzbaren Feldkapazität im Osten (Abb. 27, vgl. Abb. 25). Wie sich die Wasserhaushaltseinstufung dieser Standorte relativ zu einander als Ergebnis der Simulationen darstellt, ist daher von besonderem Interesse.

Die Einstufung des Wasserhaushalts in der Standortkartierung umfasst neben der Feuchtestufe (Abb. 28) auch eine 12-stufige Feuchtezahl zur feineren Differenzierung. Diese einmal vergebene Zuordnung ist eine statische Beschreibung der aus der Lage und den Bodeneigenschaften bei den bisher üblichen Klimabedingungen zu erwartenden Wasserverfügbarkeit am Standort. Durch die

Wasserhaushaltssimulationen für die Testregion sollen diese Einstufungen an das sich ändernde und das zukünftige Klima angepasst werden können.

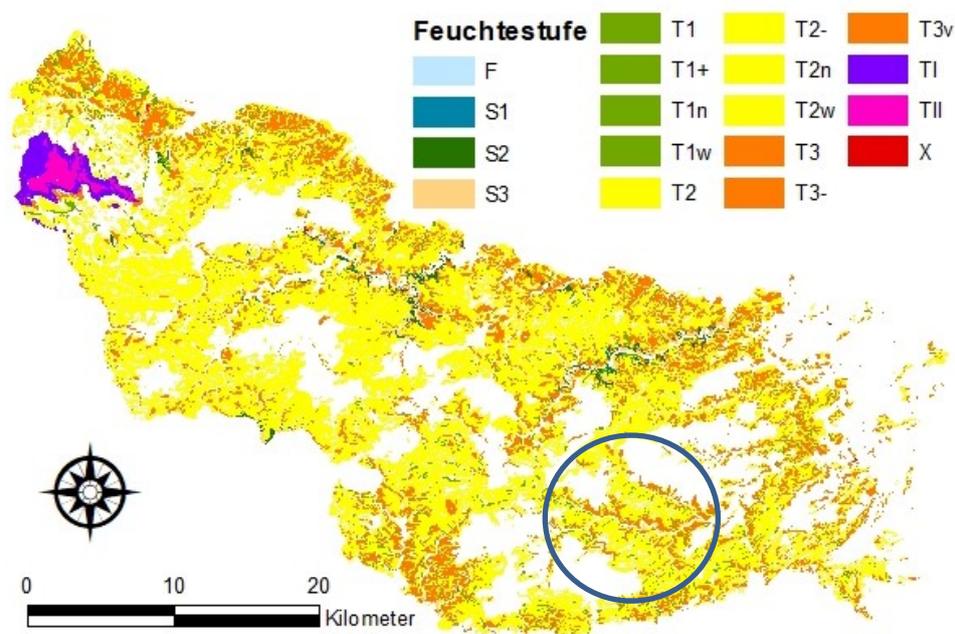


Abb. 28: Feuchtestufen der Standortkartierung Sachsen-Anhalts für die Standortspolygone der Testregion Harz (Sachsen-Anhalt). Sie setzen sich aus einer Feuchtegruppierung (Buchstabe) und der jeweils zugehörigen Feuchteziffer (je höher, desto trockener) zusammen. Die Skala umfasst im Harz sehr frische, feuchte, schluchtwaldartige Standorte (F), schutzwaldartige Standorte (frisch bis trocken, S1 bis S3), frische bis trockenere Standorte (T1 bis T3 und feiner differenziert), Kammlagen-Standorte verschiedener Ausprägung (T1: geschütztere frischere, TII: ungeschütztere trockenere) und sehr trockenere schutzwaldartige Standorte (X). Der größte Teil der Fläche wird dabei von den Standorten der Feuchtegruppierung T abgedeckt, so dass außerhalb der Flusstäler (hier: S1 – S3) die Farbgebung entsprechend der zu T gehörigen Feuchteziffer dominiert.

Modellierungsergebnisse Harz (Sachsen-Anhalt)

Um den potenziellen Effekt eines Baumartenwechsels bewerten zu können, wurden die Simulationen für jedes Polygon und jeden Tag der Simulationszeiträume (= Zeitscheiben) durchgerechnet unter der Annahme, dass sich auf allen Polygonen reifere, typische Bestände von entweder Buchen, Eichen, Fichten, Kiefern oder Douglasien befinden. Die Ergebnisse umfassen für jedes einzelne Polygon eine Fülle von berechneten Ausgabegrößen, die jeweils für die berechnete Zeitscheibe gemittelt wurden. Die Größen können für viele unterschiedliche Auswertungen und Interpretationen genutzt werden, darunter Trockenheitsindizes, Stauwasserindikatoren und die an den bayrischen Verhältnissen validierte Wasserhaushaltsstufe. Einen Überblick über alle für jedes Polygon vorliegenden Ausgabegrößen liefert Tabelle 43. Aufgrund der im Harz (Sachsen-Anhalt) relevanten Probleme mit der Baumart Fichte und dem Trockenstress liegt der Schwerpunkt unserer Auswertungen auf den Trockenheitsindikatoren und der aus physiologischen Gründen unterschiedlichen Trockenheitsexposition der Baumarten.

Die Simulationen wurden zunächst für die Klimaperiode von 1961 bis 2018 durchgeführt und im späteren Verlauf auf die Jahre 2019 und 2020 ausgedehnt, um insbesondere die Wirkung der drei aufeinanderfolgenden trockenen Sommer der Jahre 2018-2020 beurteilen zu können.

Tab. 43: Berechnete Ausgabegrößen für jedes Standortspolygon je Baumart und Zeitscheibe

Ausgabegröße	gemittelt für	Einheit
Tagesmitteltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
Tagesminimaltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
Tagesmaximaltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
Niederschlagssumme	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Schneesumme	Jahr	mm
Windgeschwindigkeit	Jahr, Vegetationsperiode	m/s
Globalstrahlung	Jahr, Vegetationsperiode	MJ/m ² /d
Evapotranspirationrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Bodenevaporationsrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Schneedeckenevaporationsrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Interzeptionsrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Sickerung	Jahr, Vegetationsperiode	mm
oberirdischer Abfluss	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Makroporenfluss	Jahr, Vegetationsperiode	mm
Transpirationsrate	Vegetationsperiode	mm
potentielle Transpirationsrate	Vegetationsperiode	mm
Transpirationsdefizit	Vegetationsperiode	mm
Transpirationsquotient (Tratio)	Vegetationsperiode	mm/mm
Anzahl Tage mit Tratio < 0,5	Vegetationsperiode	d
Anzahl Tage mit Tratio < 0,8	Vegetationsperiode	d
längster Zeitraum mit Tratio < 0,8	Vegetationsperiode	d
Anzahl theoretischer Trockenjahre / 30 Jahre	30 Jahre	a
projizierte Wasserhaushaltsklasse	Szenario, 30 Jahre	-
Länge der Vegetationsperiode	Vegetationsperiode	d
Bodenwassergehalt (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	%
Bodenwasserpotential (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	kPa
pflanzenverfügbares Wasser (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	%
Tage < 40% pflanzenverfügbares Wasser	Vegetationsperiode	d
längster Zeitraum < 40% pflanzenverfügbares Wasser	Vegetationsperiode	d
Tage < -120kPa Bodenwasserpotential	Vegetationsperiode	d
längster Zeitraum < -120kPa Bodenwasserpotenzial	Vegetationsperiode	d
Stauwassertiefe (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	cm
Tage mit Stauwasser in 30cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
Tage mit Stauwasser in 60cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
längster Zeitraum mit Stauwasser in 30cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
Stauwasserklasse	30 Jahre	-

Vergleich von Trockenstressindikatoren

Die Beurteilung der Wassermangelsituation von Waldbeständen kann mit den Modellausgabegrößen erfolgversprechend anhand des Transpirationsquotienten oder mit der maximal aufgetretenen Dauer einer Situation mit nicht ausreichendem pflanzenverfügbarem Wasser erfolgen. Dabei beschreibt der Transpirationsquotient, wie groß der vom Bestand erfüllte Anteil am auf die Transpiration entfallenden Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ist. Damit gibt er gewissermaßen den Spannungszustand an, in dem sich der Baum physikalisch befindet. In der Modellanwendung im Harz (Sachsen-Anhalt) wurde diese Größe für die Vegetationsperioden der jeweiligen Zeitscheibe gemittelt.

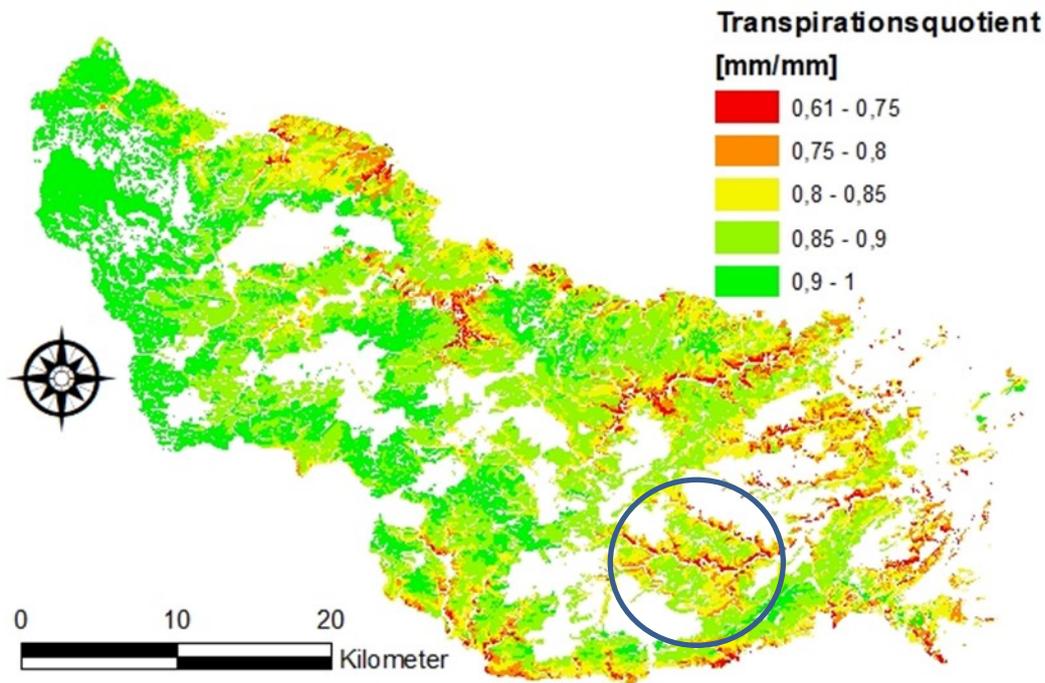


Abb. 29: Mittlerer jährlicher Transpirationsquotient im Ostharz für den Simulationszeitraum 1961-2018

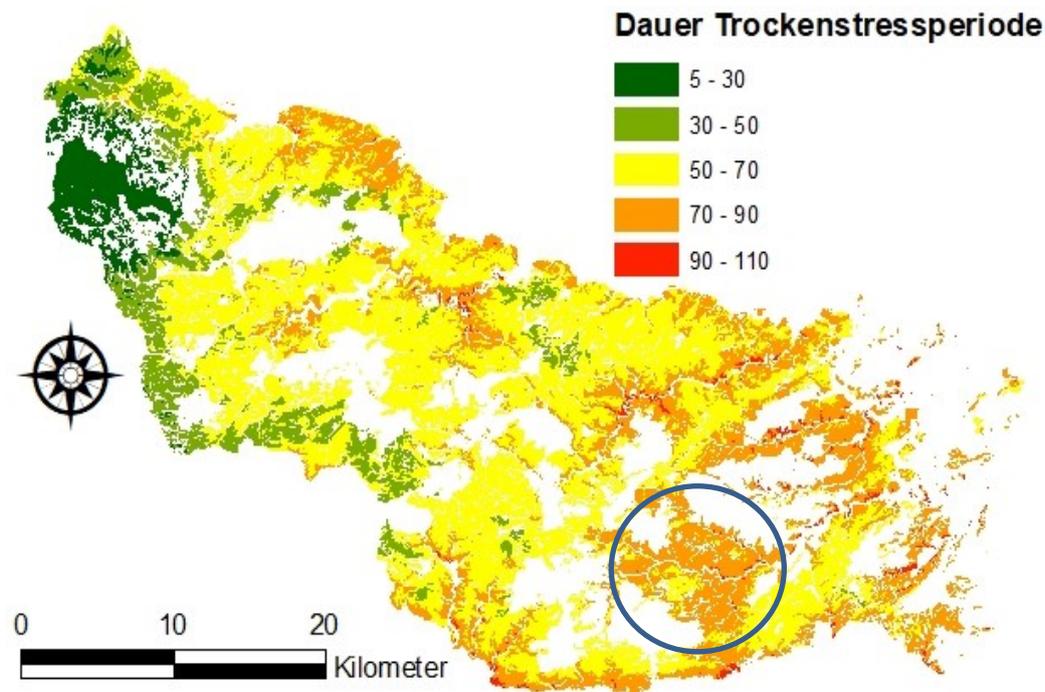


Abb. 30: Maximale Dauer (Tage) von Stressperioden mit weniger als 40% pflanzenverfügbarem Bodenwasser im Harz (Sachsen-Anhalt) im Mittel der Jahre 1961-2018.

Die maximal aufgetretene Dauer von Perioden mit weniger als 40% pflanzenverfügbarem Wasser setzt dagegen auf Basis physiologischer Experimente (Breda et al. 2006) einen statischen Bodenfeuchte-Schwellenwert, unterhalb dessen Stress auftritt und berücksichtigt die Dauer der Stresseinwirkung als entscheidendes Kriterium für den Vitalitätseffekt auf die Bäume. Der Vergleich der Simulationsergebnisse im Harz (Sachsen-Anhalt) zeigt am Beispiel der Baumart Buche, dass beide Indikatoren zu ähnlichen Ergebnissen kommen (Abb. 29, 30).

Die auf diese Weise entstandene Abstufung zwischen den Waldstandorten im Harz (Sachsen-Anhalt) identifiziert im Wesentlichen dieselben Teilgebiete der Testregion als besonders trockenstressbelastet oder weniger stressbelastet. Nur an wenigen Details sind Unterschiede erkennbar: So gibt es bei der Dauer von Trockenstressperioden ganz im Süden der Testregion ein größeres zusammenhängendes Gebiet am Oberlauf von Wipper und Schmäler Wipper, in dem Stressperioden von 70-90 Tagen auftreten. Im Vergleich zu anderen Teilgebieten der Testregion ist es also stärker und vergleichsweise homogen von Trockenstress betroffen.

Dasselbe Gebiet ist bei Betrachtung des Transpirationsquotienten wesentlich feiner in stärker und weniger stark betroffene Bereiche untergliedert und entspricht zusätzlich in dieser Untergliederung besser den von der Standortkartierung vergebenen Feuchtestufen (vgl. das eingekreiste Gebiet in Abb. 28, 29 und 30). Für die Dynamisierung der Standortkartierung scheint aus dieser Sicht der Transpirationsquotient die bessere Ausgangsbasis zu liefern.

Tatsächlich gibt es gegen die Aussagekraft beider Indikatoren Einwände: So ist es zwar richtig, dass die Dauer von Trockenstressperioden berücksichtigt werden muss, weil kurze Trockenstressperioden von Bäumen in der Regel gut vertragen werden, auch wenn sie extrem sind. Es ist aber problematisch, wenn der Trockenstress auf Basis eines festen Schwellenwerts für die Bodenwasserverfügbarkeit definiert wird, weil ein Bodenwassermangel an kühlen Tagen mit hoher Luftfeuchte (also niedrigem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) weniger Schäden verursachen kann als an Tagen mit geringer Luftfeuchte. Es fehlt diesem Indikator also die Berücksichtigung des jeweils wirksamen Feuchtegradienten zwischen Boden und Luft, durch den sich Trockenstress in Schäden manifestieren kann. Andererseits ist der Transpirationsquotient, der nur auf dem gemittelten Feuchtegradienten aufbaut, frei von einer zeitlichen Dimension und kann nicht die Dauer der Einwirkung von Stress beinhalten. Um dies zu verbessern, wurde in den folgenden Auswertungen der Transpirationsquotient etwas abgewandelt verwendet: Es wird anstatt der Mittelung seines Werts über die Vegetationsperiode die maximale Dauer von Perioden herangezogen, in denen der Transpirationsquotient durchgehend unter 0,8 gelegen hat – in Abbildung 25 sind das die beiden extremsten Kategorien auf Basis des Klimas 1961 – 2018. Die weiteren Ergebnisse aus dem Harz (Sachsen-Anhalt) werden der Einfachheit halber gemeinsam mit dem Harz (Niedersachsen) dargestellt.

Niedersachsen

Standörtliche Grundlagen: Relief, Boden, Grundwasser, Klima

Hangneigung und Hangrichtung, Klima und Grundwasserstände wurden für die niedersächsischen Testregionen analog zu den Verfahren in Sachsen-Anhalt abgeleitet.

Bei der aufwändigeren Herleitung der Bodenprofile aus der Standortkartierung musste dagegen ein anderer Weg gegangen werden, weil die niedersächsische Standortkartierung sich vom System in den ostdeutschen Bundesländern grundlegend unterscheidet. In der niedersächsischen Standortkartierung werden Lageparameter wie Steilabsturz oder Kuppe in der Wasserhaushaltszahl verschlüsselt, das Bodensubstrat und die Bodenschichtung werden in der Substratzahl und der Lagerungszahl kategorisiert und die Nährstoffausstattung in der Nährstoffzahl. Zusätzlich gibt es die Möglichkeit, weitere Besonderheiten und Differenzierungen als Variante des Grundtyps festzuhalten. Insgesamt ist die für das Bodenprofil bedeutende Information dadurch auf mehrere Variablen verteilt – eine Zuordnung von physikalischen Bodeneigenschaften wie Korngrößenzusammensetzung oder Trockenrohdichte zu den Standortstypen existiert nicht. Aus diesem Grund musste die Zuordnung anhand der vorliegenden Bodenprofilaten von zahlreichen standortkundlich erfassten Waldstandorten erst generiert werden. Hierfür wurden die Horizontabfolge und Horizontmächtigkeiten aller zu einem Standortstyp vorliegenden Profile verglichen und durch Mittelwertbildung der nach Experteneinschätzung relevanten Merkmale ein Leitprofil erstellt. In die Leitprofile gingen auf dieser Basis auch die Korngrößenbestimmungen und gemessenen Trockenrohdichten ein, so dass im Ergebnis die typischen physikalischen Bodeneigenschaften des Standortstyps festgelegt werden konnten (Abb. 31, Abb. 32).

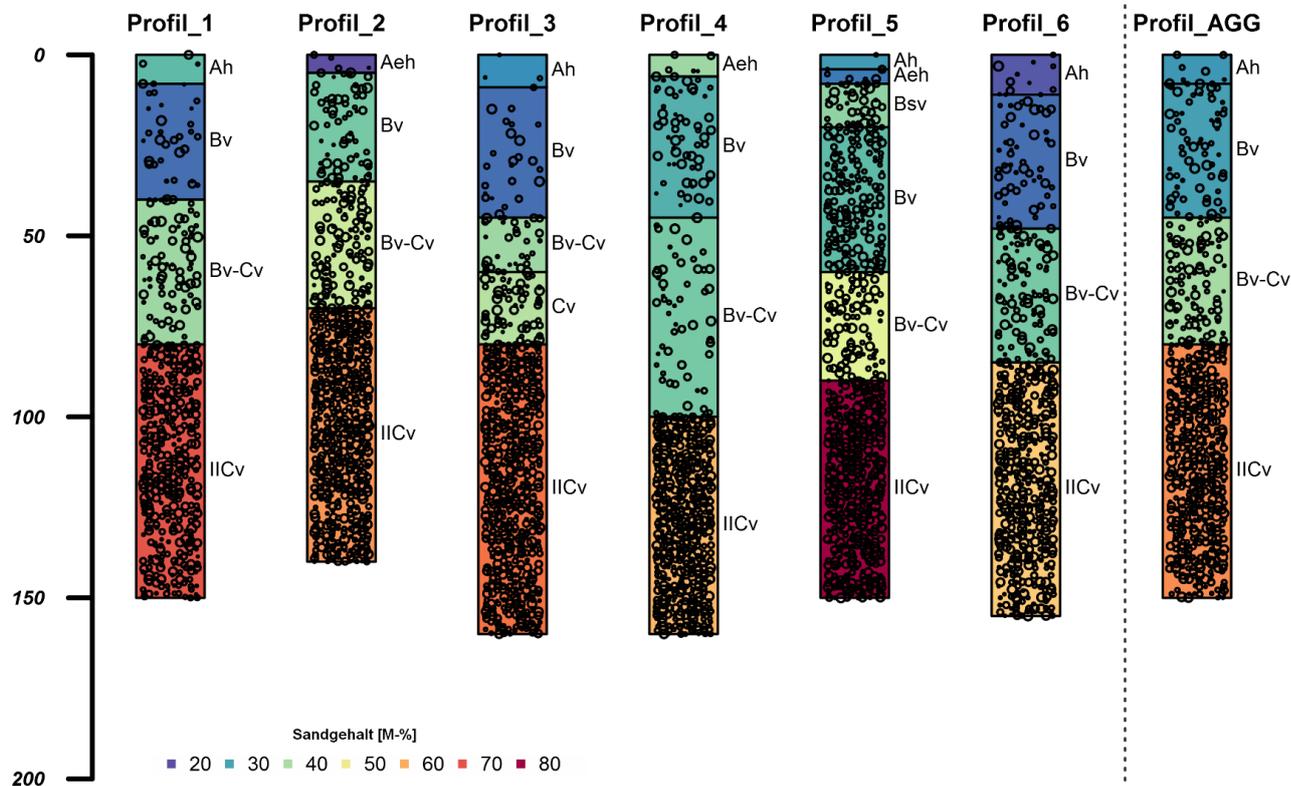


Abb. 31: Expertenbasierte Aggregation der 6 zu einem niedersächsischen Standortstyp vorliegenden Bodenprofile zu einem Leitprofil (rechts), das eine typische Horizontabfolge, typische Horizontmächtigkeiten und auf dieser Basis gemittelte bodenphysikalische Eigenschaften aufweist.

Standortstyp: 10.3.2.1						
Wasserhaushalt: Mäßig frische bis kaum frische Standorte der Ebenen, sehr flache Hänge, breite Rücken und Plateaus						
Nährstoffhalt: mäßig mit Nährstoffen versorgt						
Substrat: Basenarme Silikatgesteine mit sandigen Bodenarten						
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Skelett [Vol.-%]	TRD [g cm³]	nFK [mm]	
Ahe	0-3	mittel schluffiger Sand	6	1,16	7	
Sandgehalt [M-%]						
■ 40 ■ 50 ■ 60 ■ 70 ■ 80						
Standortstyp: 37.4.3.7						
Wasserhaushalt: Schwächer wechselfeuchte bis staurische Standorte mit geringem bis mäßigem Wechsel zwischen Vernässung und abnehmender Feuchte bei tiefer sitzender Staunäse						
Nährstoffhalt: ziemlich gut versorgt; gut mesotroph						
Substrat: Geschiebesande mit Lehmunterlagerung						
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Skelett [Vol.-%]	TRD [g cm³]	nFK [mm]	
Ah	0-4	mittel schluffiger Sand	3	0,91	9	
Aeh	4-6	schwach lehmiger Sand	3	1,13	3	
Bv	6-52	mittel schluffiger Sand	5	1,22	92	
Sw	52-90	schwach lehmiger Sand	7	1,38	56	
Swd	90-120	stark sandiger Lehm	4	1,3	49	
Sd	120-161	sandig-toniger Lehm	3	1,32	64	
Cv	161-300	stark sandiger Lehm	4	1,22	228	

Abb. 32: Beispiele für Standortstypen der niedersächsischen Standortskartierung und die ihnen zugeordneten Leitprofile

Anwendung in der Testregion Harz (Niedersachsen)

Der Harz in Niedersachsen ist eine naturräumliche und geologische Einheit mit dem Harz (Sachsen-Anhalt) und insofern sind auch die Bodenbildungsprozesse durch dieselben Faktoren geprägt worden. Ausgangsgesteine wie Granit, Diabas, Gabbro, Grauwacke, Quarzit, Phyllit, Porphyrit, Kalkstein, Sandstein, Tonschiefer, Kieselschiefer und Konglomerate kommen auch hier besonders kleinräumig wechselnd nebeneinander vor, hinzu kommen die lagebedingten Unterschiede des Gebirges. In der Folge hat auch die Standortskartierung das Gebiet des niedersächsischen Harzes besonders kleinteilig in Waldstandorte unterteilt. Auf einer Fläche von 771 km² befinden sich 47616 Standortspolygone mit einer mittleren Größe von 1,6 ha.

Unabhängig von den unterschiedlichen standortkundlichen Herangehensweisen in beiden Teilen des Harzes sollte die Wasserhaushaltsdynamik auf beiden Seiten der Grenze ähnlich sein und das Modellsystem sollte demzufolge auch vergleichbare Ergebnisse erzeugen. Um den Vergleich der Wasserhaushaltssimulationen aus beiden Teilen des Harzes zu ermöglichen und aus Vereinfachungsgründen werden deshalb alle weiteren Ergebnisse aus beiden Teilen des Harzes zusammen dargestellt.

Modellierungsergebnisse Harz

Das flächenhafte Absterben von Fichtenbeständen im Harz seit 2019 steht ganz offensichtlich im Zusammenhang mit dem sich bei Wärme stärker vermehrenden Borkenkäfer, es ist aber auch wahrscheinlich, dass es von Seiten der Baumart Fichte eine Prädisposition durch die Trockensommer 2018-2020 gegeben hat und immer noch gibt, die sie besonders anfällig für Schädlingsbefall gemacht hat. Wie angespannt war die Wasserhaushaltssituation für die Fichte also tatsächlich und wie hat sie sich in der Vergangenheit entwickelt? Waren die Jahre 2018 bis 2020 in Bezug auf den Wasserhaushalt im Harz etwas besonders Außergewöhnliches?

Durch Anwendung des Modellsystems lassen sich diese Fragen quantitativ beantworten. Wenn man die Klimanormalperiode 1961 – 1990 als den Normalzustand vor den Klimaveränderungen heranziehen kann, so ist der Normalzustand dieser Jahre im Harz durch den Niederschlagsgradienten von Westen nach Osten geprägt: Wenn es extreme Trockenstressphasen bei Fichtenbestockung gab (definiert durch einen Transpirationsquotienten unter 0,8), so waren sie im niederschlagsreicheren Westen in der Regel maximal einen Tag lang und auch im Ostteil des Harzes waren sie ganz überwiegend kürzer als 5 bis zu 10 Tage. In Ausnahmefällen (Südhanglagen, Steilabstürze) gab es für Fichten auch extreme Trockenstressphasen, die selbst im Durchschnitt von 30 Jahren bis zu 25 Tage lang anhielten, falls solche Standorte wirklich mit Fichten bestockt waren (Abb. 33).

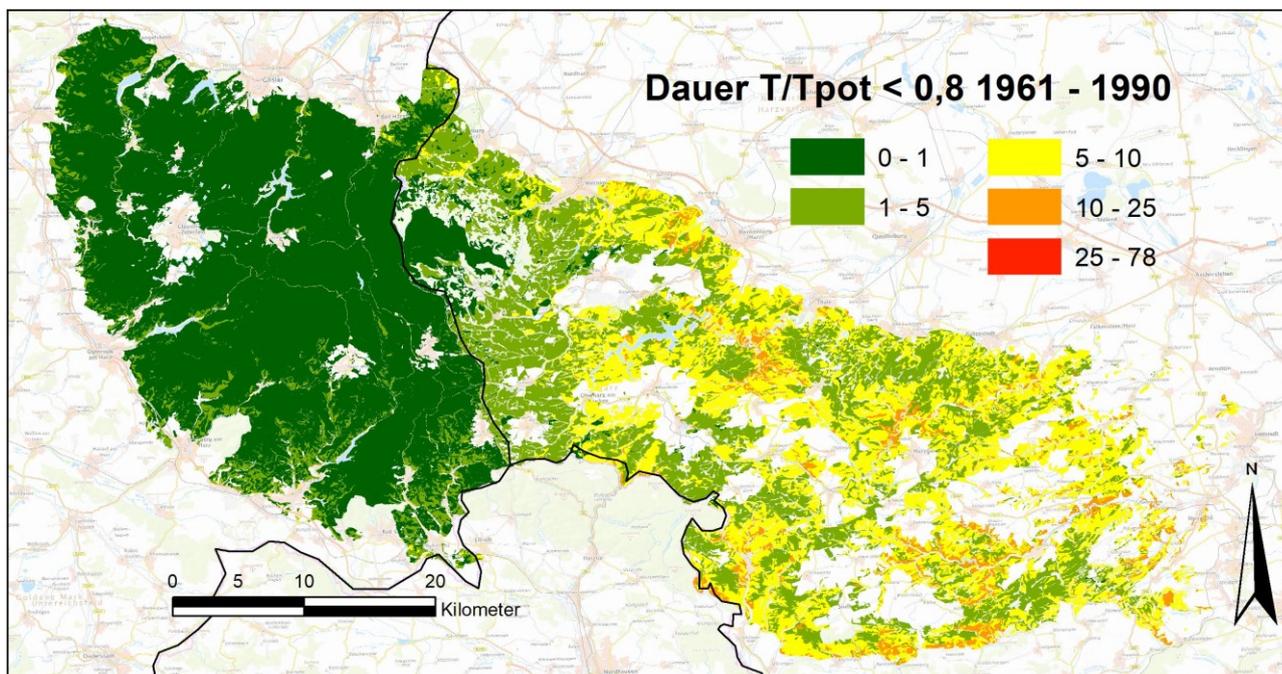


Abb. 33: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Fichte für die Klimanormalperiode 1961-1990.

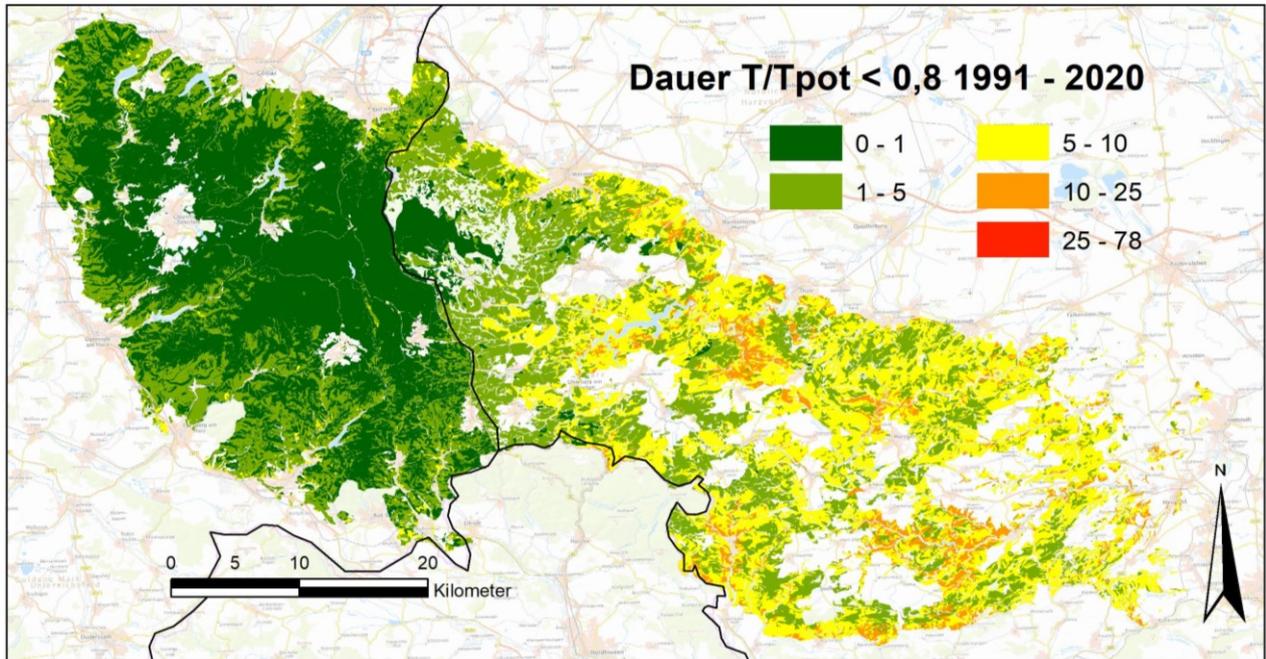


Abb. 34: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Fichte für die Klimanormalperiode 1991-2020.

Im Durchschnitt der darauffolgenden 30 Jahre, die die aktuelle Klimanormalperiode bilden, hat sich diese Situation schon sehr weitgehend verschlechtert (Abb. 34). Der Flächenanteil der Standorte mit regelmäßig besonders langen Trockenstressperioden (>10 Tage bei Fichtenbestockung) hat sich im Ostteil fast verdoppelt und im Westen ist ein großer Teil der nahezu Trockenstress-freien Standorte in Hanglagen und südexponierten Lagen mittlerweile so einzuordnen, dass die durchschnittliche Dauer extremer Trockenstressphasen über 30 Jahre bei 5 Tagen liegt, zum Teil auch darüber.

Die ganze Dramatik der Veränderung ist allerdings an diesen 30-jährigen Durchschnittswerten nicht wirklich zu erkennen. Tatsächlich kann ein 30-jähriger Durchschnitt von 5 Tagen extremem Trockenstress ja auch bedeuten, dass es in einzelnen Jahren auch mal ein Vielfaches von 5 Tagen sein kann, wenn es in mehreren anderen Jahren gar keine extremen Trockenstressphasen gibt. Tatsächlich zählten die drei Jahre 2018-2020 innerhalb der Klimanormalperiode zu diesen extremen Ausreißerjahren (Abb. 35): In diesen drei Jahren nahmen Standorte mit extremen

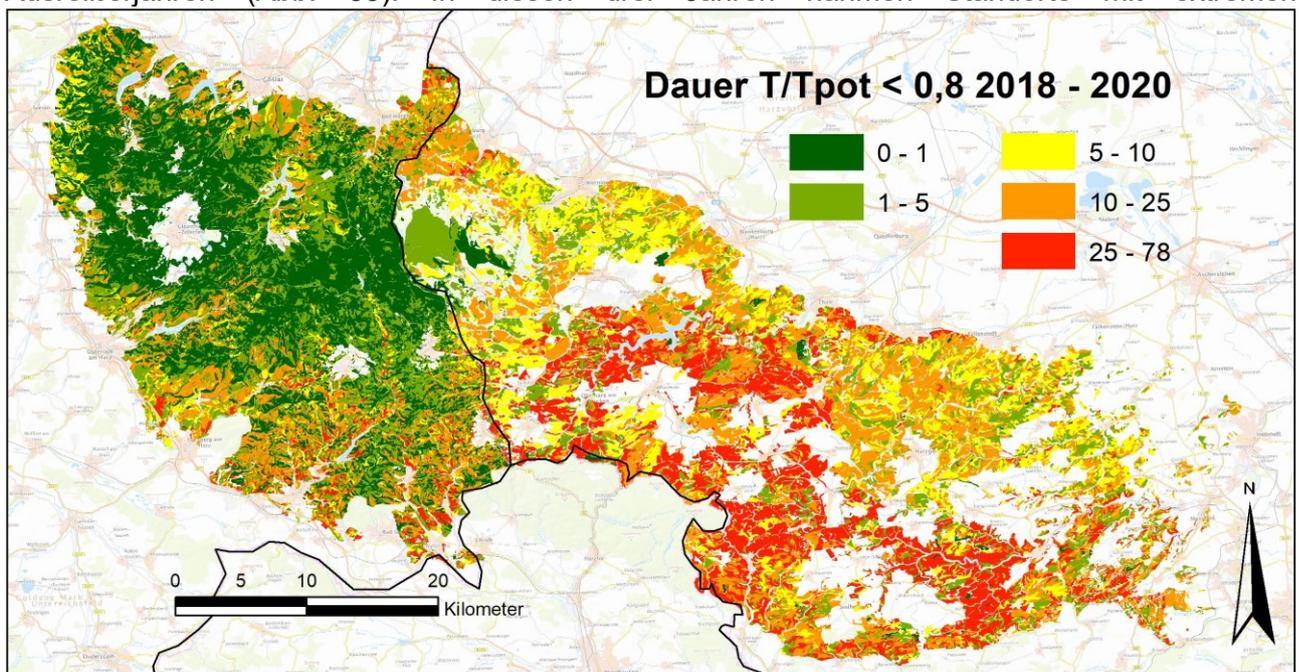


Abb. 35: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Fichte für die drei Jahre 2018 - 2020.

Trockenstressphasen von 25 – 78 Tagen im Ostteil etwa ein Drittel der Fläche ein und im Westteil immerhin etwa 10%. Es wird an diesen Zahlen deutlich, dass die Mittelwerte über 30 Jahre doch sehr vorsichtig zu beurteilen sind, weil sie den extremen Verlauf in einzelnen Jahren nicht wiedergeben können, während andererseits einzelne extreme Jahre ausreichen können, um zu bleibenden trockenheitsbedingten Schäden zu führen.

Vergleicht man die Situation der Fichte in beiden Perioden mit der Situation der anderen vier für das Modellsystem parametrisierten Baumarten, so erkennt man, dass die besonders guten Standorte mit durchschnittlichen Trockenstressphasendauern unter einem Tag bei den beiden Laubbaumarten Buche und Eiche schon 1961 – 1990 seltener waren als bei der Fichte (vgl. Abb. 36 – 39; die Farbskala unterscheidet sich von der Skala der Abbildungen 33 – 35). Diese Situation bei den Gebieten mit kurzen Extremtrockenstressphasen verschlechtert sich im Anschlusszeitraum (1991 - 2018) mehr als bei der Fichte, während die Situation bei den Gebieten mit längeren Extremtrockenstressphasen sich etwas weniger deutlich verschlechtert als bei der Fichte. Bei den Eichen stellt sich die Trockenstresslage aufgrund ihrer hohen Blattleitfähigkeit in jeder Hinsicht schlechter da als bei Bestockung mit Buche, es ist aber auch zu berücksichtigen, dass gerade Eichen durch partielles Austrocknen der Blattfläche und Blattabwurf einen wirksamen Mechanismus zur Trockenstressreduktion haben. Die beiden anderen Nadelbaumarten Kiefer und Douglasie sind von extremen Trockenstressphasen schon 1961 - 1990 weniger betroffen als die Fichte und blieben auch im Zeitraum 1991 – 2018 unter der für Fichten berechneten Trockenstressexposition.

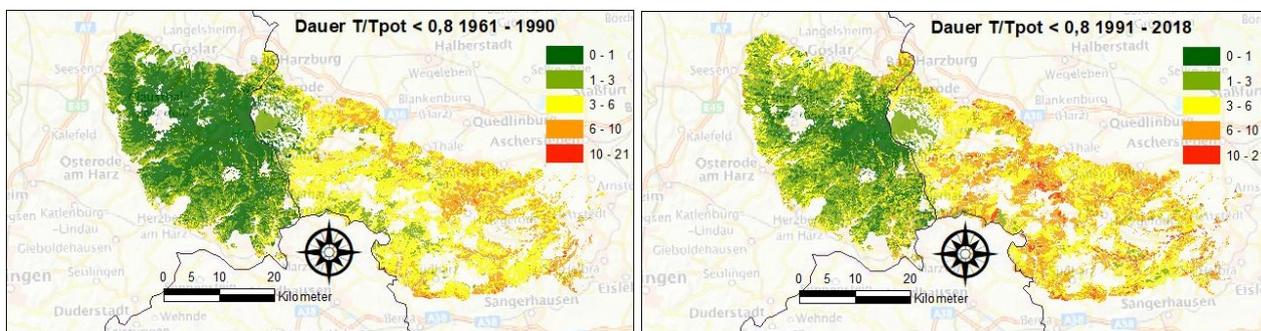


Abb. 36: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Buche für die Zeiträume 1961-1990 (links) und 1991-2018 (rechts).

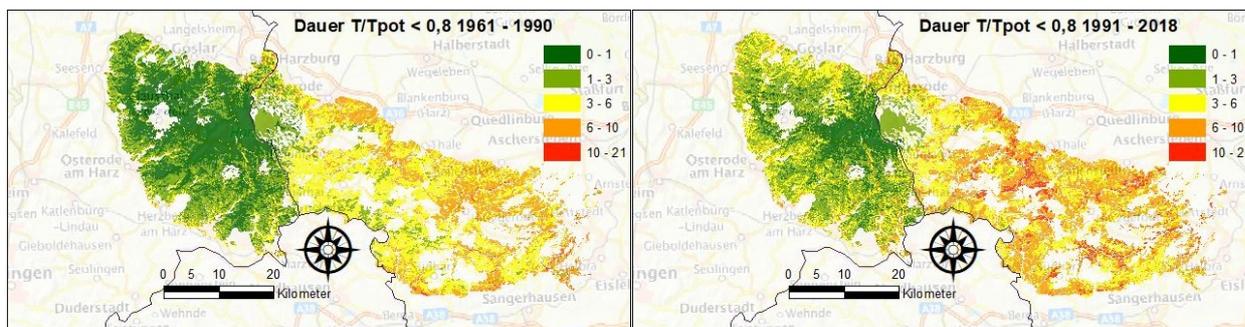


Abb. 37: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Eiche für die Zeiträume 1961-1990 (links) und 1991-2018 (rechts).

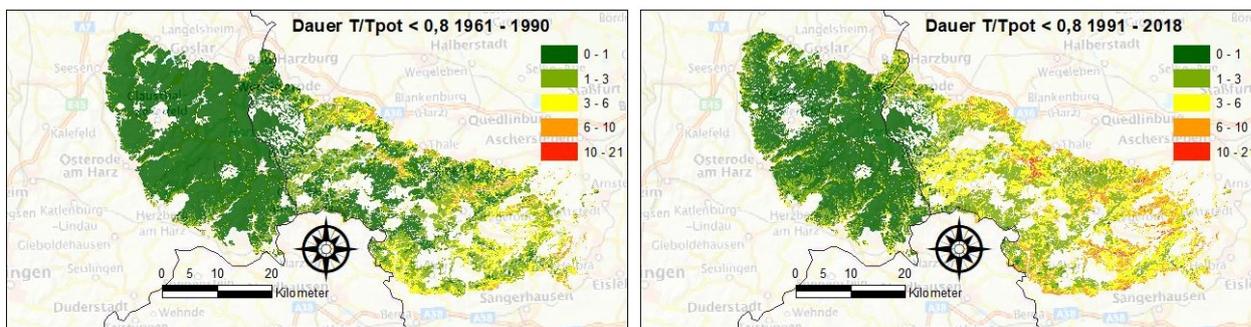


Abb. 38: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Kiefer für die Zeiträume 1961-1990 (links) und 1991-2018 (rechts).

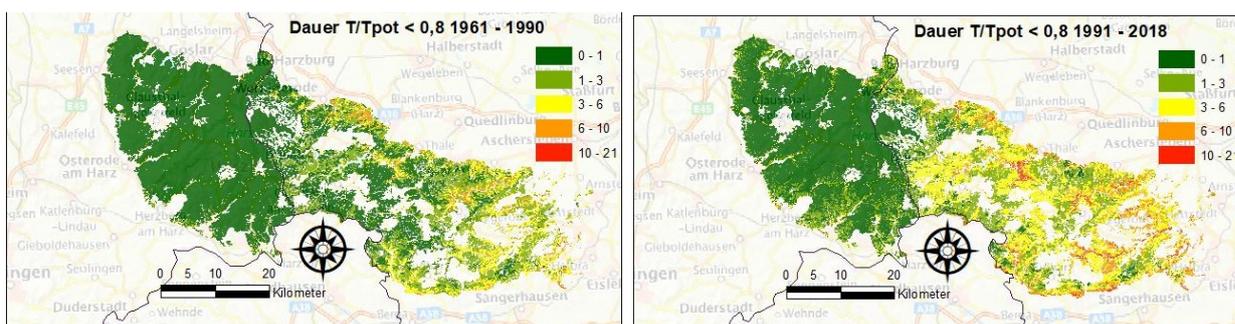


Abb. 39: Mittlere Dauer der längsten Perioden mit einem Transpirationsquotient unter 0,8 für die Waldstandorte im Harz bei Bestockung mit Douglasie für die Zeiträume 1961-1990 (links) und 1991-2018 (rechts).

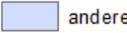
Modellierungsergebnisse für das Fuhrberger Feld: Bedeutung des kapillaren Aufstiegs

Das Fuhrberger Feld ist eine Testregion aus dem niedersächsischen Tiefland, das von der Standortkartierung nach einem separaten Schätzrahmen für das Tiefland angesprochen wird. Im Vergleich zu den anderen Testregionen ist das Fuhrberger Feld mit 3549 Standortspolygonen klein.

Tab. 44: In der Testregion Fuhrberger Feld vergebene Standortziffern

WHH-Zahl	Bedeutung
Grundwasserstandorte	
31	Moorstandorte (Hoch-, Übergangs-, Nieder-, Quell-, Bruchmoore) (Grund-)wasserstand 0cm unter Geländeoberfläche
32	sehr stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser \varnothing 40cm uGOF in der Vegetationszeit
33	stark grundwasserrbeeinflusste Standorte, Grundwasser \varnothing 80cm uGOF in der Vegetationszeit
34	mäßig grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser \varnothing 130cm uGOF in der Vegetationszeit
35	schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser \varnothing 200cm uGOF in der Vegetationszeit
Stauwasserstandorte	
14	schwächer wechselfeuchte bis kaum frische Standorte des Berglands
37	schwächer wechselfeuchte bis kaum frische Standorte des Tieflands
38	stärker wechselfeuchte bis staufeuchte Standorte
nicht Grund- oder Stauwasserbeeinflusste Standorte	
41 - 44	sehr frisch, frisch, bis trocken

Bei den Tieflandstandorten kommt durch das häufigere Auftreten von Grundwasser-geprägten Standorten der Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs eine besondere Bedeutung zu. Weil der kapillare Aufstieg im Modellsystem normalerweise nicht berechnet wird, wurde ein Verfahren auf Basis von Bug et al. 2020 implementiert, mit dem der kapillare Aufstieg im Anschluss an die Simulation als Korrektur berechnet werden kann. Das Tieflandschema des Geländeökologischen Schätzrahmens sieht für grundwassergeprägte Standorte die in Tab. 44 angegebenen Wasserhaushaltsziffern 31-35 vor, welche alle auch im Fuhrberger Feld vergeben wurden (Abb. 40).

Fuhrberg		31		38	
	andere		32		41
WHZ		33		42	
	keine		34		43
	14		35		44
			37		

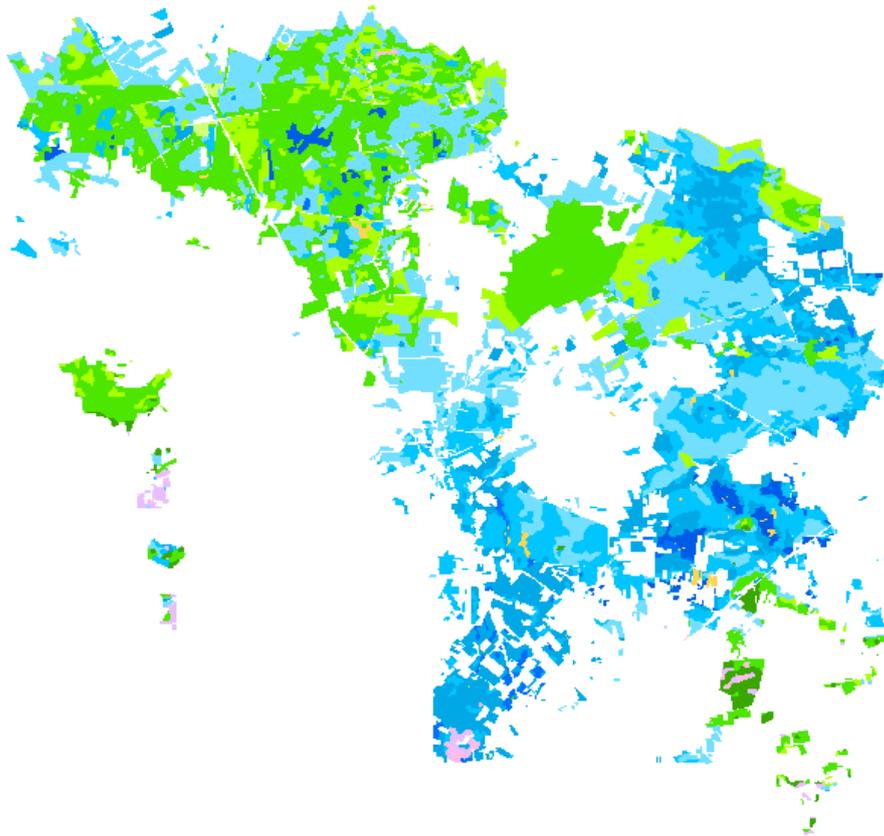


Abb. 40: Karte der Wasserhaushaltszahlen von Waldstandorten im Fuhrberger Feld (vgl. Tab. 44)

Bug et al. (2020) geben für den kapillaren Aufstieg in Abhängigkeit vom Abstand zum Wurzelraum bodenart- und moorartspezifische kapillare Aufstiegsraten an. Die hier angegebenen stufenweisen Werte wurden zu linearen Funktionen interpoliert und zum Teil durch Verlängerung der linearen Funktion extrapoliert, um Angaben wie $>5\text{mm}$ durch konkrete Zahlenwerte ersetzen zu können, die im Zusammenhang mit dem Verlauf in anderen Tiefen plausibel erscheinen. Aus diesen Funktionen wurde in Abhängigkeit von Wurzeltiefe und Grundwasserstand des jeweiligen Standorts ein potenzieller kapillarer Aufstieg errechnet, wobei maximal 10mm/d angenommen wurden, wenn die Wurzeltiefe bis unterhalb des Grundwasserstands reichte. Nur bei einem vorhandenen Transpirationsdefizit, das den potenziellen kapillaren Aufstieg übertraf, wurde dann ein kapillarer Aufstieg in Höhe der potenziellen Rate angenommen und andernfalls entsprechend reduziert. Die vom Modellsystem berechnete Transpirationsrate wurde in der Korrekturberechnung um den so ermittelten kapillaren Aufstieg erhöht. In der Folge wurde auch der Transpirationsquotient neu berechnet. Abb. 41 zeigt die Berechnung des Transpirationsquotienten für das Fuhrberger Feld im Zeitraum 1961 – 2020 mit und ohne Korrektur für den kapillaren Aufstieg. Im Vergleich mit Abb. 40 zeigt sich, dass die Moorstandorte auf diese Weise plausibler modelliert werden können.

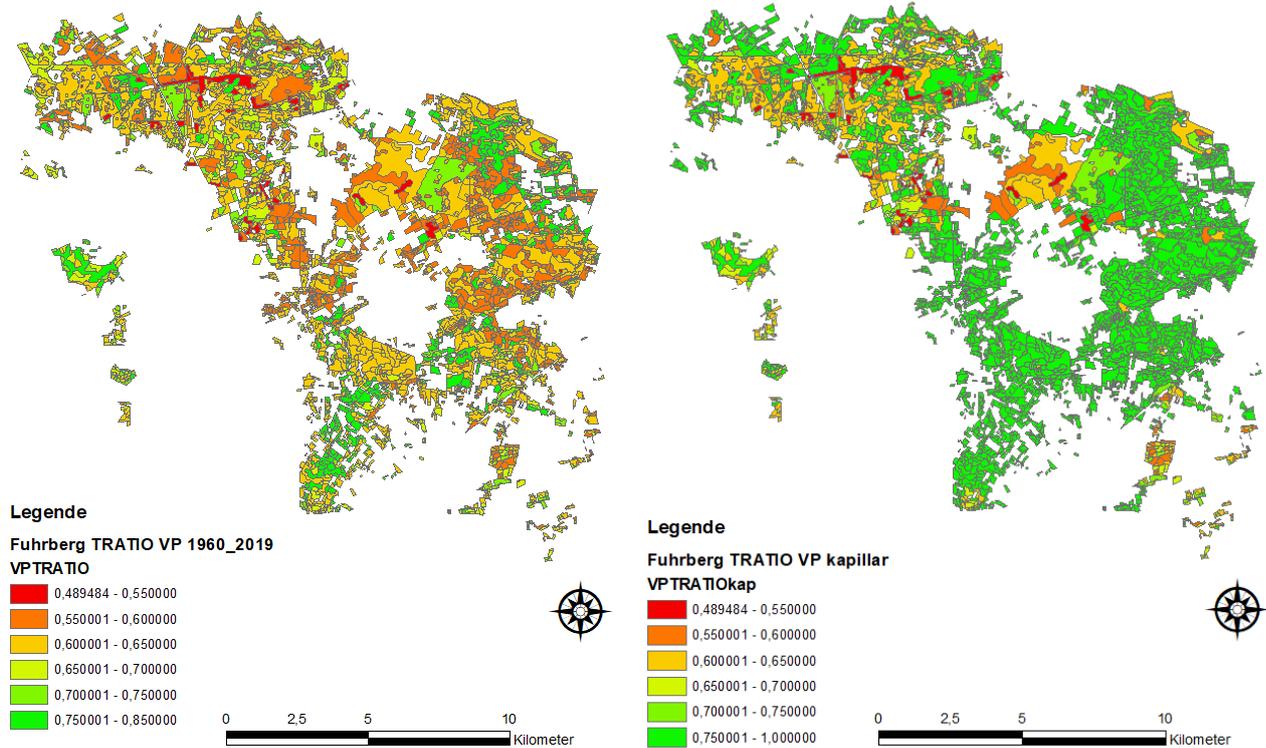


Abb. 41: Mittlerer Transpirationsquotient der Waldstandorte im Fuhrberger Feld für den Zeitraum 1961 – 2020, links ohne und rechts mit Korrekturrechnung für den kapillaren Aufstieg.

Berechnung des zukünftig erwarteten Wasserhaushalts **Annahmen der Klimaszenarien**

Die verwendeten Klimaszenarien wurden aus etwa 20 möglichen Szenarien so ausgewählt, dass durch wenige verschiedene Klimazzenarien ein möglichst weit gesteckter Bereich an zukünftigen Temperatur- und Niederschlagswerten abgedeckt werden konnte. Dabei fiel die Wahl letztlich auf 3 Klimaszenarien aus dem ReKlies-DE-Ensemble:

Die Szenarien MPI-CLM, ECE-RAC und CA2-CLM wurden in der RCP 8.5-Variante verwendet, zusätzlich wurden vom MPI-CLM-Szenario auch die beiden Varianten RCP 2.6 und RCP 4.5, dabei wird ein repräsentativer Konzentrationspfad der anthropogenen Treibhausgase angenommen, der im Jahr 2100 zu einem zusätzlichen Strahlungsantrieb von 2,6 bzw. 4,5 W/m² relativ zum Jahr 1850 führt.

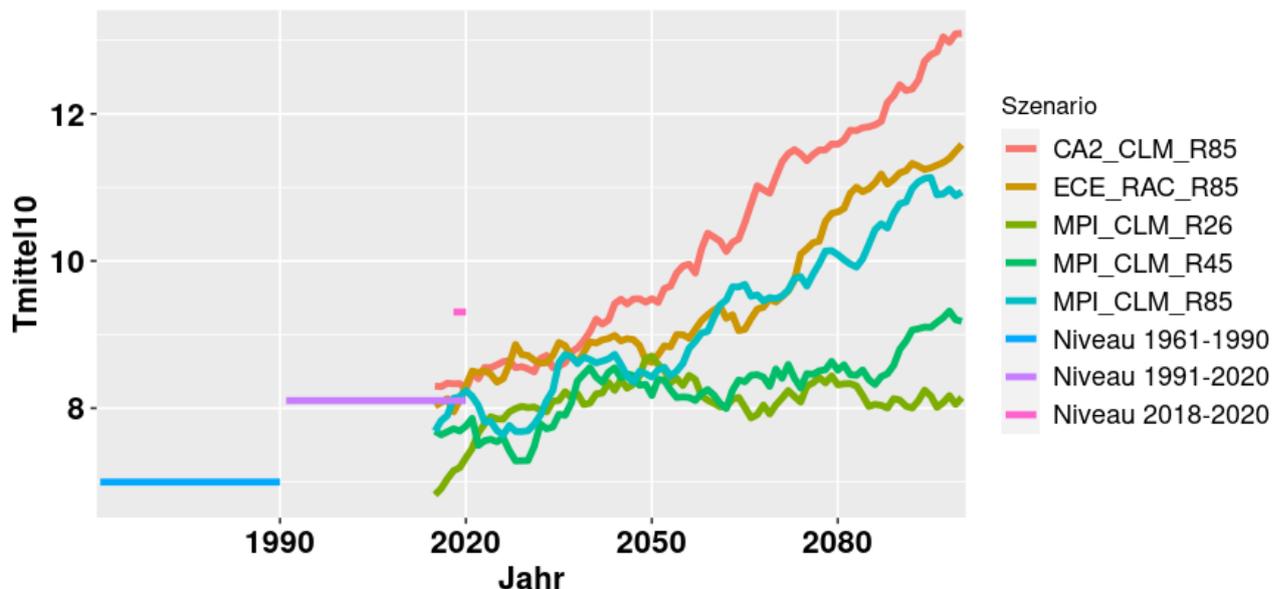


Abb. 42: Jahresdurchschnittstemperatur der 5 verschiedenen Klimaszenarien (10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben

Was bedeuten die Klimaszenarien konkret für das Klima an Waldstandorten am Beispiel eines Gebietes mit geringen Niederschlägen wie dem Harzes in Sachsen-Anhalt?

Der Startpunkt von vier Klimaszenarien liegt bei den Temperaturen etwa auf dem Durchschnittsniveau der Klimanormalperiode 1991 – 2020 (Abb. 42), nur beim MPI_CLM RCP2.6 Szenario liegt schon der Startpunkt deutlich unter diesem Niveau. Das RCP 2.6-Szenario zeigt daraufhin einen gewissen Anstieg in den Temperaturen bis zum Jahr 2050 und liefert danach etwa gleichbleibende Jahresdurchschnittstemperaturen, die Durchschnittstemperaturen in der Vegetationsperiode sinken nach 2050 sogar leicht ab. Dieser Verlauf der Temperaturen entspricht schon zum Startpunkt nicht den Messdaten. Leider gilt das zum Teil auch für die 4 anderen Szenarien, die ja bis 2100 zu einem stärkeren Strahlungsantrieb führen sollen, denn schon in den Jahren 2018 – 2020 lagen die Messdaten der Jahresdurchschnittstemperatur und der Vegetationsdurchschnittstemperatur (Abb. 43) um etwa 1°C über dem Startwert dieser Klimaszenarien. Für die langfristige Betrachtung erscheint ein Anknüpfen an das Durchschnittsniveau der ganzen Klimanormalperiode zwar sinnvoll, angesichts des schon eingetretenen Klimawandels besteht so aber auch die Gefahr, dass die Temperaturen in der Realität kontinuierlich höher liegen als jedes der Szenarien, so dass bald selbst die wärmeren Szenarien nicht warm genug erscheinen könnten.

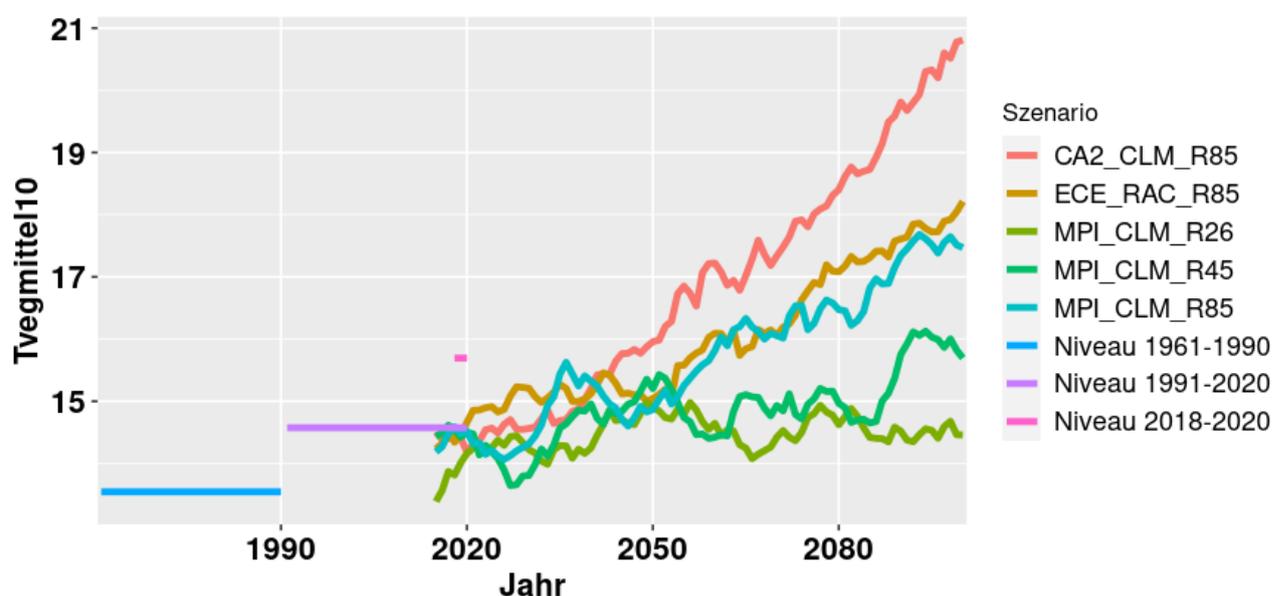


Abb. 43: Durchschnittstemperatur der Vegetationsperiode in den 5 verschiedenen Klimaszenarien (10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben.

Im Vergleich der RCP 8.5-Szenarien ist das CA2-CLM-Szenario hinsichtlich der Temperaturentwicklung im Jahr 2100 etwa einen Grad wärmer als die anderen beiden RCP 8.5-Szenarien, denn es nimmt weniger Niederschlag an, so dass ein geringerer Teil der Temperaturwirkung des zusätzlichen solaren Strahlungsantriebs durch Verdunstungskühlung abgemildert werden kann. Das ECE-RAC-Szenario nimmt dagegen relativ viel Niederschlag an und das MPI-CLM-Szenario liegt hinsichtlich der Niederschlagsentwicklung etwa im Mittelfeld. Die Niederschlags-Unterschiede zwischen den RCP 8.5-Szenarien werden nach 2050 wesentlich größer (Abb. 44).

Auch bei der Entwicklung des Niederschlags in den Szenarien ist zu beobachten, dass sie im Vergleich zur Realität der Jahre 2018 – 2020 zunächst deutlich milder ausfallen und sich offenbar am Niveau der Klimanormalperiode 1991-2020 orientieren: Ein Vegetationsperiodenmittel von 220mm Niederschlag in drei aufeinanderfolgenden Jahren, wie es im Mittel der drei Jahre 2018 – 2020 beobachtet worden ist (Abb. 45), wird in den Szenarien zunächst nicht für möglich gehalten und stellt sich bei manchen Szenarien gar nicht ein, beim CA2-CLM-Szenario geschieht dies immerhin nach dem Jahr 2050. Beim Schneefall ist es nicht überraschend, dass alle Szenarien eine Abnahme des Schneefalls bis zum Jahr 2100 annehmen, bei keinem der Szenarien bleibt der Schnee im Harz (Sachsen-Anhalt) bis zum Jahr 2100 aber ganz aus (Abb. 46). Insgesamt besteht

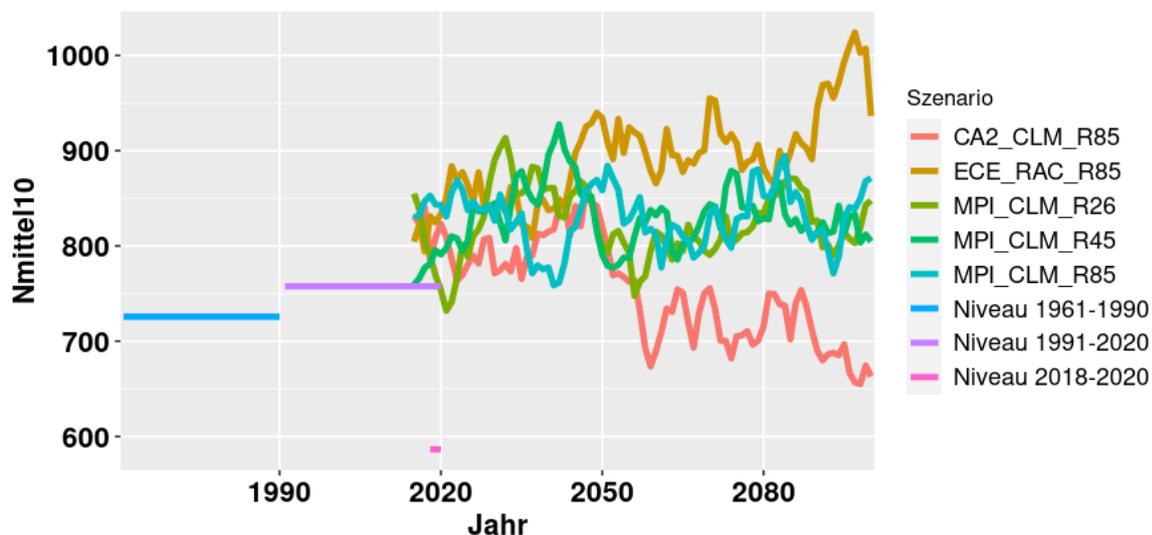


Abb. 44: Jahresdurchschnitt des Niederschlags in den 5 verschiedenen Klimaszenarien (10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben.

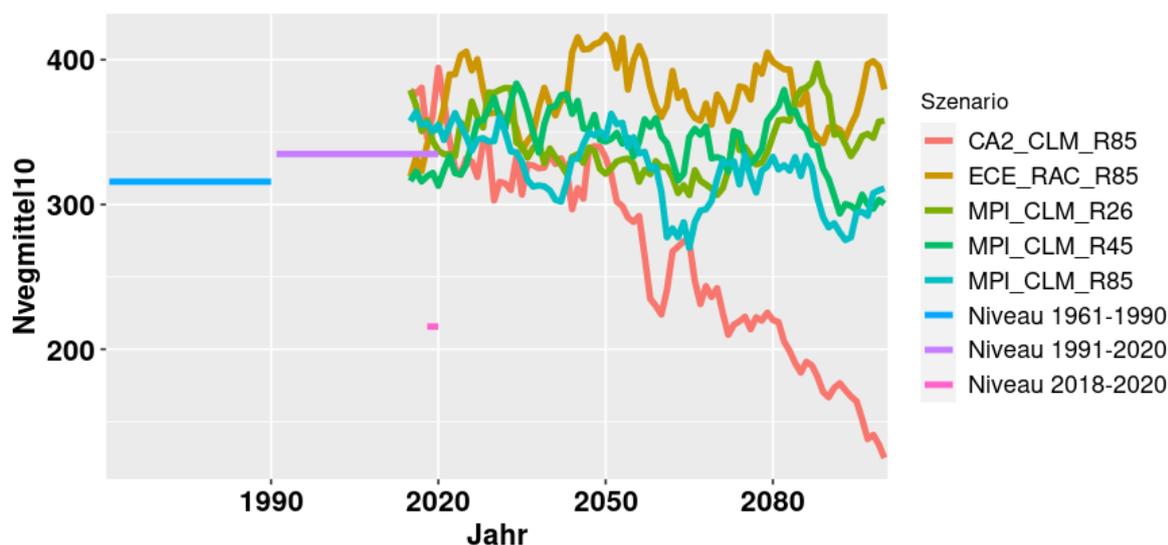


Abb. 45: Durchschnittlicher Niederschlag der Vegetationsperiode in den 5 verschiedenen Klimaszenarien (10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben.

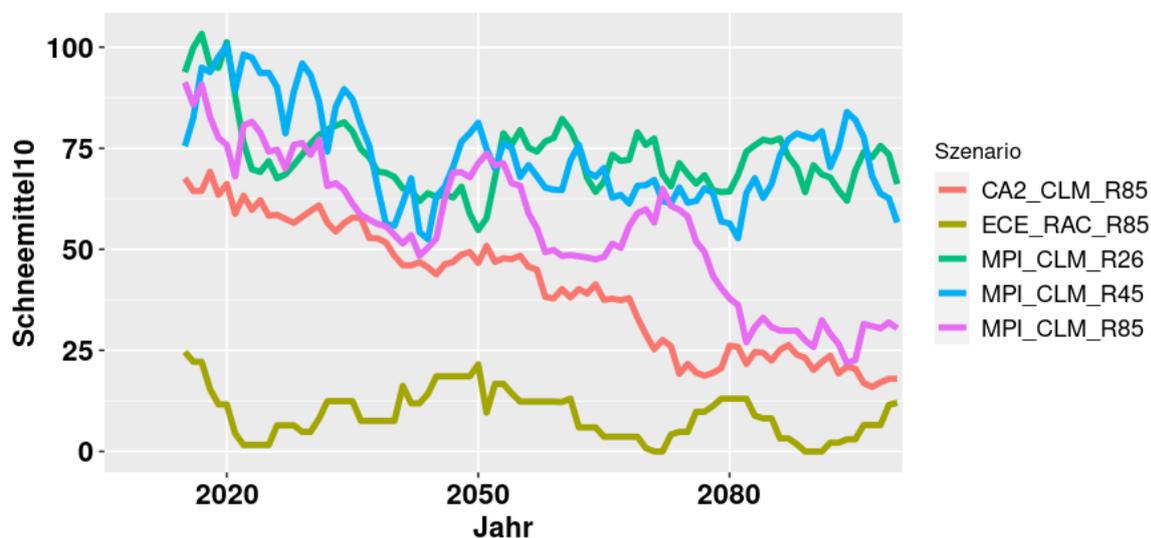


Abb. 46: Durchschnittlicher Schneefall in den 5 verschiedenen Klimaszenarien (10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben.

bei den Szenarien die Gefahr, dass sie die Entwicklung zumindest in den ersten Jahren des als Zukunft betrachteten Zeitraums 2021-2050 hinsichtlich der Trockenheitsproblematik unterschätzen.

Modellierungsergebnisse auf Basis der Klimaszenarien

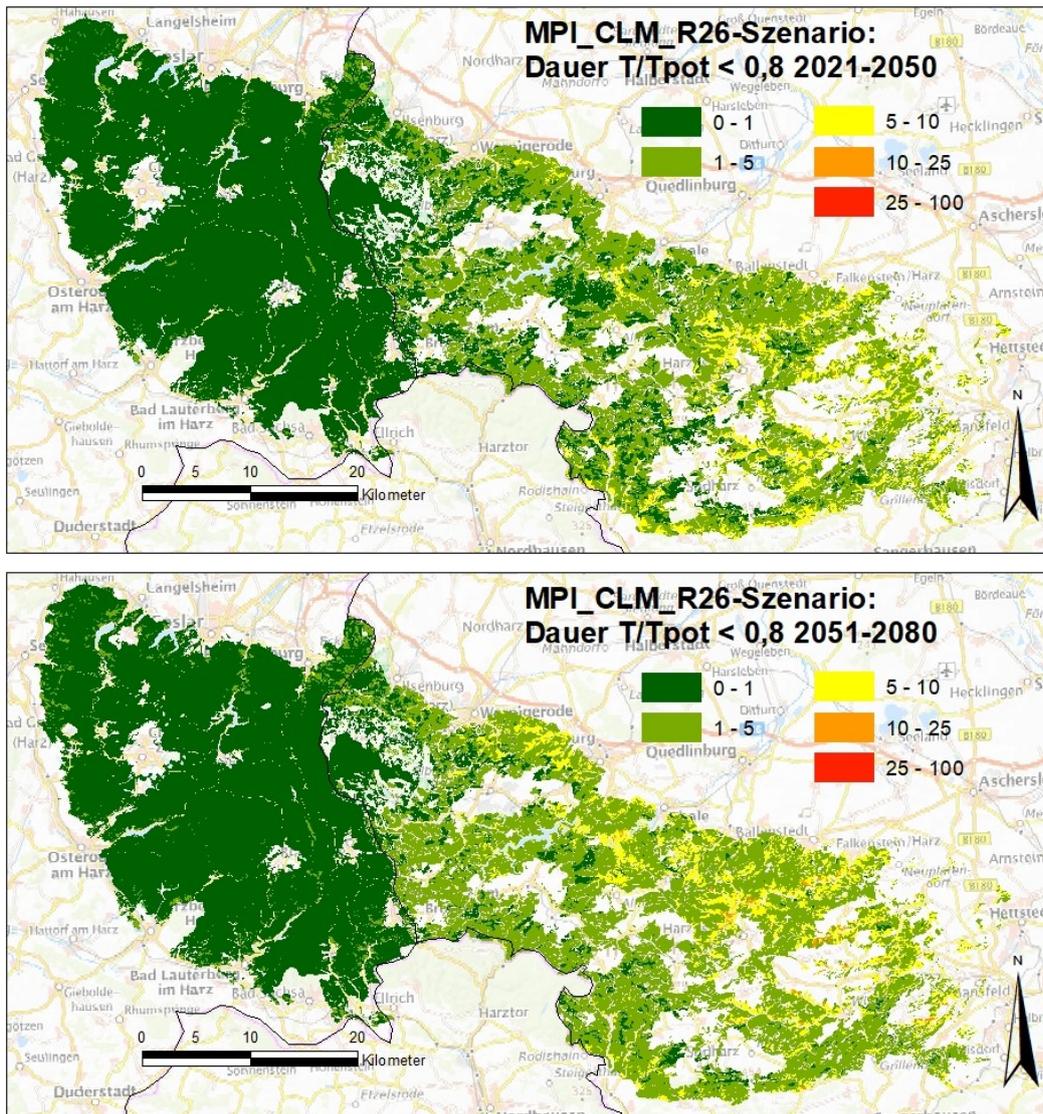


Abb. 47: projizierte Dauer extremer Trockenstressphasen im Harz (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) für die Baumart Fichte auf Basis des MPI-CLM RCP 2.6-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben) und 2051-2080 (unten)

Im RCP 2.6-Szenario, das ein Maximum des anthropogen bedingten zusätzlichen Strahlungsantriebs schon im Jahr 2040 erwartet und danach von einer allmählichen Abschwächung des Treibhauseffekts ausgeht, gehen die projizierten Trockenstressbelastungen, die hier beispielhaft für die Baumart Fichte dargestellt werden, schon in der Zeitscheibe 2021 bis 2050 zurück, wenn man sie mit der aktuellen Situation aus der Klimanormalperiode 1991-2020 (Abb. 34) vergleicht: Die als Trockenstressindikator verwendete jährliche Maximaldauer von extremen Trockenstressphasen mit einem Transpirationsquotienten unter 0,8 dauerte demnach im Mittel der Jahre 2021 bis 2050 schon fast nirgends länger als 10 Tage (Abb. 47). Noch besser wäre die Lage im Zeitraum 2051 – 2080 – im Westharz gäbe es mit der Baumart Fichte keine trockenstressbedingten Probleme, da extreme Trockenstressphasen so gut wie nie vorkämen. Wie schon im vorhergehenden Abschnitt gezeigt, ergibt das RCP 2.6-Szenario eine so positive Entwicklung der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse, dass es für eine Analyse der durch die jetzt schon bekannten Emissionen ausgelösten Entwicklung nicht geeignet ist.

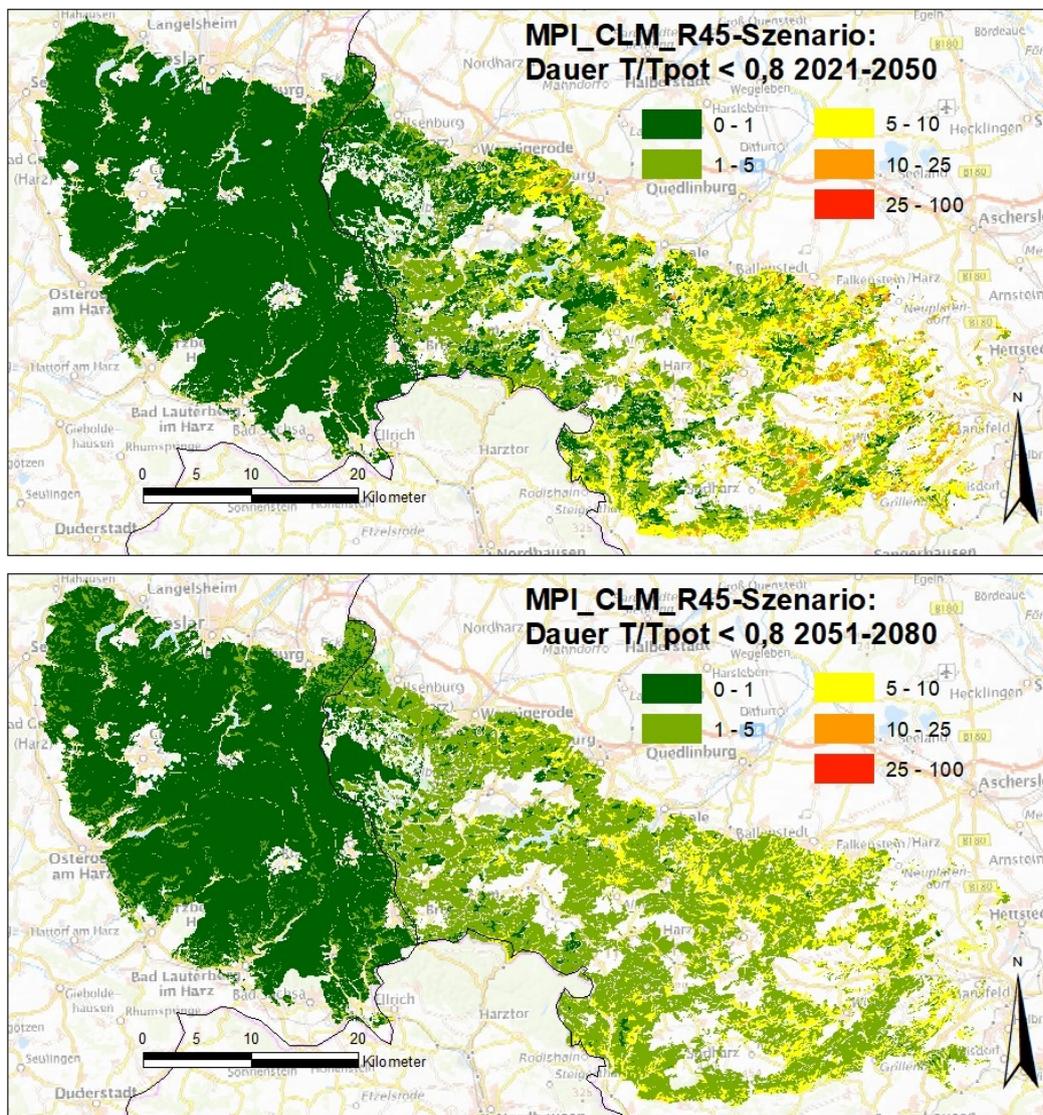


Abb. 48: projizierte Dauer extremer Trockenstressphasen im Harz (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) für die Baumart Fichte auf Basis des MPI-CLM RCP 4.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben) und 2051-2080 (unten)

Auch das MPI-CLM RCP 4.5 Szenario bleibt in den Auswirkungen auf die Temperaturerhöhung selbst im Jahrzehnt 2090 - 2100 (vgl. Abb. 42) noch hinter den bereits 2018 – 2020 gemessenen Klimadaten zurück und führt dementsprechend zu einer sich entspannenden Trockenstress-Situation bei der Fichte im Harz, wie sich leicht durch Vergleich von Abb. 48 mit Abb. 34 und 35 erkennen lässt. Realistisch kann so ein Szenario schon jetzt nur noch sein, wenn sich innerhalb der kommenden 28 Jahre weltweit massive Rückgänge bei den Emissionen einstellen sollten. Hierauf gibt es gegenwärtig aber keine Hinweise. Das MPI-CLM RCP 4.5-Szenario wird aus diesem Grund als unwahrscheinliche Entwicklung betrachtet und dementsprechend ist auch die Entwicklung der darauf aufbauenden Trockenstress-Situation nicht die, die in Empfehlungen an die Forstwirtschaft eine große Rolle spielen sollte.

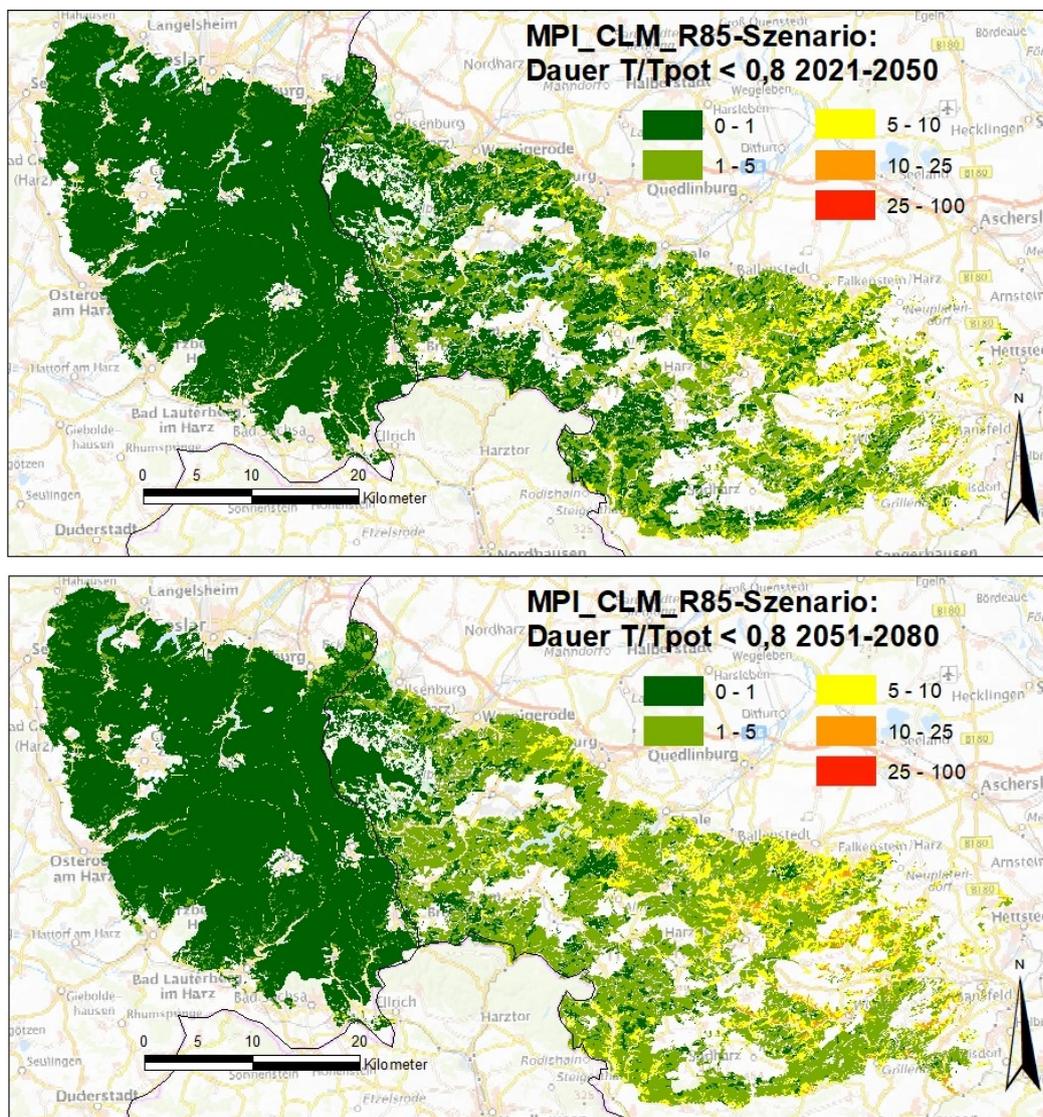


Abb. 49: projizierte Dauer extremer Trockenstressphasen im Harz (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) für die Baumart Fichte auf Basis des MPI-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben) und 2051-2080 (unten)

Das MPI-CLM RCP 8.5-Szenario ist unter den drei RCP 8.5-Szenarien dasjenige, das eine hinsichtlich Temperatur- und Niederschlagsentwicklung konservative Stellung einnimmt. Von der Niederschlagsentwicklung her ist es kaum trockener als das feuchte ECE-RAC RCP 8.5-Szenario und übertrifft sogar die Klimanormalperiode 1991-2020 in den Niederschlagsmengen. Hinsichtlich der Temperaturerhöhung geht es besonders in den ersten Jahren bis 2060 von einer langsameren Temperaturerhöhung aus als die anderen beiden RCP 8.5-Szenarien und erreicht auch im Jahrzehnt 2090-2100 nicht die Temperaturerhöhung, die die anderen beiden RCP 8.5-Szenarien enthalten. Die auf 30 Jahre berechnete Trockenstressexposition der Fichte ist unter den Annahmen des Szenarios entsprechend nicht heftiger als in der Klimanormalperiode 1991-2020, es zeigt sich im Vergleich zur realen Situation der Klimanormalperiode (Abb. 34) sogar zum Teil eine reduzierte Dauer von extremen Trockenstressphasen.

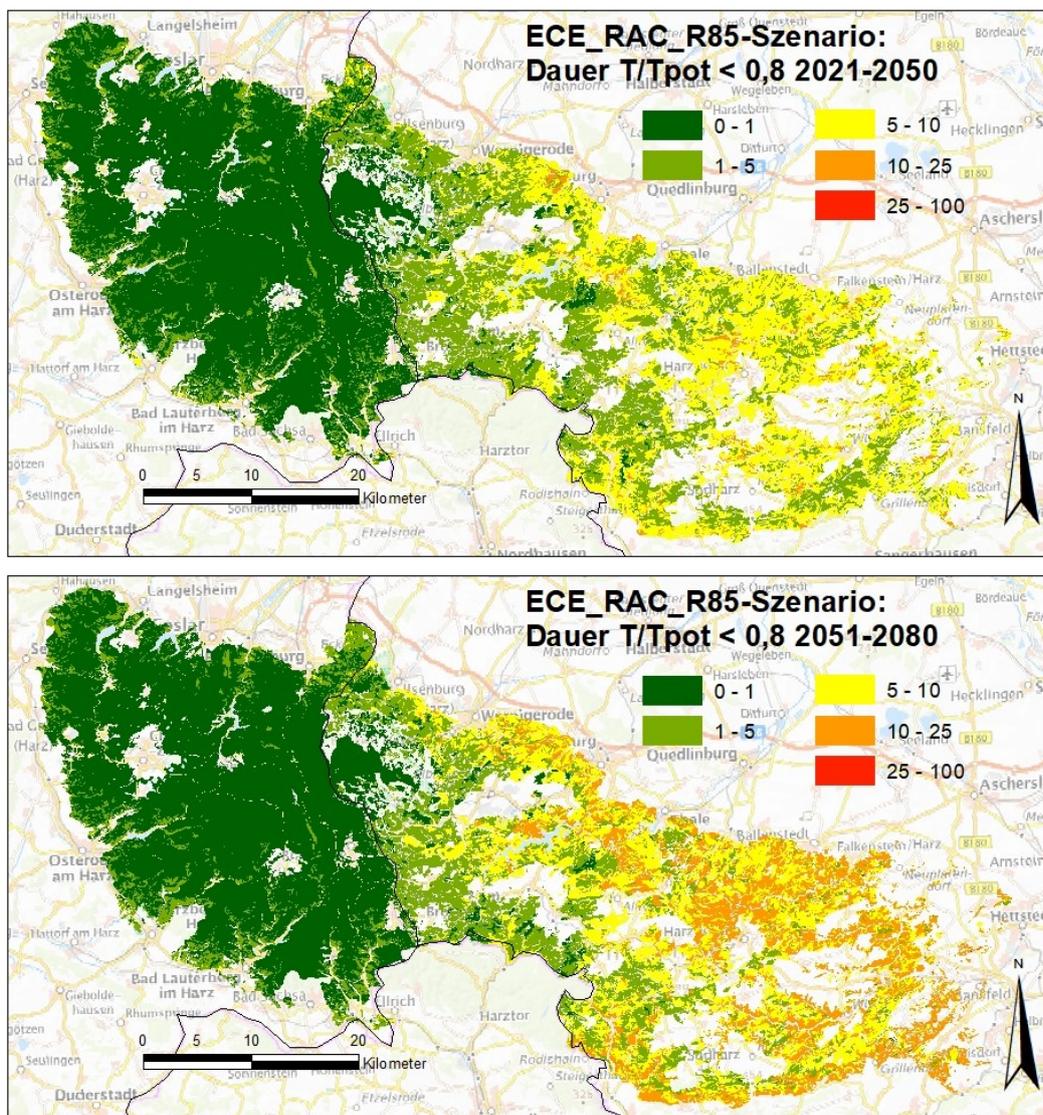


Abb. 50: projizierte Dauer extremer Trockenstressphasen im Harz (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) für die Baumart Fichte auf Basis des ECE-RAC RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben) und 2051-2080 (unten)

Das ECE-RAC RCP 8.5 Szenario geht im Harz von einem bis 2050 allmählichen Temperaturanstieg im Vergleich zum Durchschnitt der Klimanormalperiode 1991-2020 aus, der sich erst nach 2050 verstärkt (Abb. 42). Gleichzeitig steigt der Jahresniederschlag schon ab 2020 sprunghaft im Vergleich zum Durchschnitt der Klimanormalperiode an und übertrifft diesen im Durchschnitt der Jahre 2021-2050 um ca. 15% (Abb. 44). Die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt sind dementsprechend in der Zeitscheibe 2021-2050 noch sehr begrenzt, der Effekt sich leicht erhöhender Temperaturen wird hier durch den Effekt angestiegener Niederschläge ausgeglichen, so dass die mittlere Dauer extremer Trockenstressphasen etwa auf dem Niveau der Klimanormalperiode 1991-2020 liegt (Abb. 50, vgl. Abb. 34). Erst in der Klimanormalperiode 2051-2080 wird auf Basis des Szenarios mit heftigeren Auswirkungen des Klimawandels zu rechnen sein, in dem Sinne, dass die Trockenstressphasen bei der Baumart Fichte im Ostharz überwiegend länger als 10 Tage andauern.

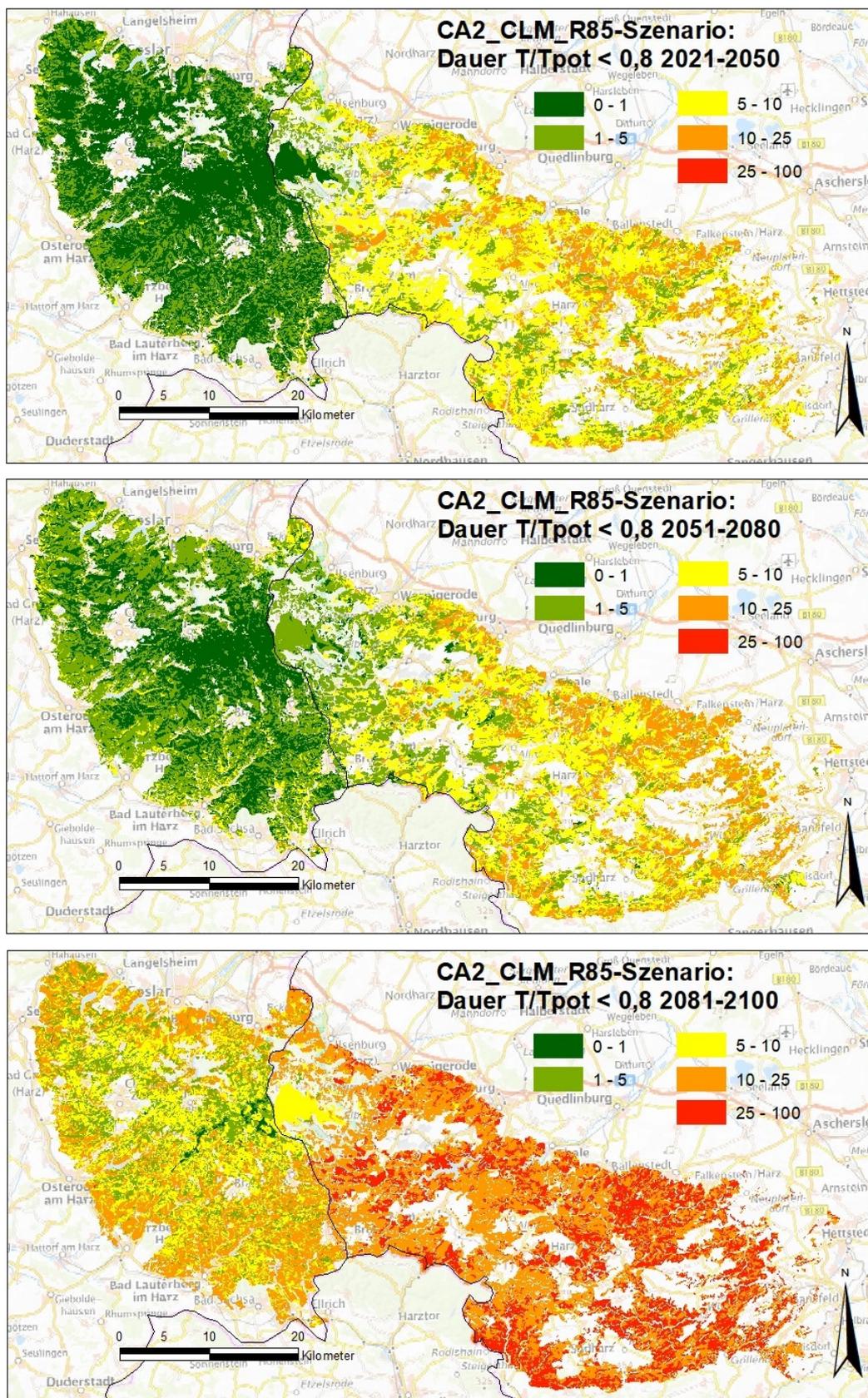


Abb. 51: projizierte Dauer extremer Trockenstressphasen im Harz (Sachsen-Anhalt und Niedersachsen) für die Baumart Fichte auf Basis des CA2-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben) und 2051-2080 (Mitte) und 2081- 2100 (unten)

Wie alle Szenarien ist auch das CA2-CLM RCP8.5-Szenario im Harz im Vergleich zur realen Entwicklung der Jahre 2018-2020 hinsichtlich des Temperaturanstiegs und der Niederschlagsmengen verzögert. Im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991-2020 ist es unter allen betrachteten Szenarien jedoch das einzige, das schon in der Zeitscheibe 2021-2050 einen deutlichen Temperaturanstieg annimmt bei gleichzeitig abnehmenden Niederschlägen während den Vegetationsperioden (Abb. 42, Abb. 45). Diese Situation ist ja aus der realen Entwicklung der letzten

Jahre bekannt und insofern schreibt das Szenario sie zunächst fort. Nach 2050 verschärft sich die Abnahme der Niederschläge im Szenario weiter und es kommt zu einem noch stärkeren Temperaturanstieg. Wenn man dieses Szenario als wahrscheinlich annimmt, ist in der Zeitscheibe 2021-2050 mit einer Zunahme der Standorte zu rechnen, auf denen Fichtenbestände länger als 10-tägigen extremen Trockenstressphasen ausgesetzt sind. Diese Entwicklung wird sich dann in der Zeitscheibe 2051-2080 noch verstärken und außer dem Ostharz auch erste Teile des Westharz betreffen. In der letzten, mit 20 Jahren etwas kürzeren Zeitscheibe des Szenarios (2081-2100) wird dann mit einer drastischen Zunahme der Dauer extremer Trockenstressphasen im Ostharz gerechnet – etwa 40% der Standorte erführen dort länger als 25 Tage anhaltende extreme Trockenstressphasen. Im Westharz wäre das Auftreten von länger als 10 Tage anhaltenden extremen Trockenstressphasen für die Baumart Fichte die überwiegend anzutreffende Normalsituation.

Literatur

- Addington, R. N., R. J. Mitchell, R. Oren & L. A. Donovan (2004): Stomatal sensitivity to vapor pressure deficit and its relationship to hydraulic conductance in *Pinus palustris*. *Tree Physiol.*, 24, 561-569.
- Ahrends, B., C. Penne & O. Panferov (2010): Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. *The Open Geography Journal*, 3, 91-102.
- Ahrends, B., Hafner, S., Evers, J. Steinicke, C., Schmidt, W., Meesenburg, H. (2016): Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. Beiträge aus der NW-FVA, Band 14.
- Ahrends, B., P. Schmidt-Walter, S. Fleck, M. Köhler & W. Weis (2018): Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten. *Freiburger Forstliche Forschung*, 101, 74-94.
- Ahrends, B., M. Wagner, B. Scheler & H. Meesenburg (2019): Der Einfluss dynamischer Bestandesparameter auf die Simulationsgüte von Interzeptionsmodellen für Buchenbestände. *Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 41.19, 83-90.
- Ahrends, B. u. Penne, C. (2010): Modeling the impact of canopy structure on the spatial variability of net forest precipitation and interception loss in Scots pine stands. *The Open Geography Journal*, 3, 115-124.
- Ahrends, B.; Heitkamp, F.; Buresch, M.; Evers, J.; Hentschel, S.; Bialozyt, R. u. Meesenburg, H. (2022): Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des "Digital Soil Mapping" bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen Allg. Forst- u. J.-Ztg., angenommen.
- Anders, S., W. Beck, A. Bolte, G. Hofmann, M. Jenssen, U.-K. Krakau & J. Müller (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Dr. Kessel. Oberwinter. 283 S.
- Armbruster, M., J. Seegert & K.-H. Feger (2004): Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics - Model applications and their limitations. *Plant and Soil*, 264, 13-24.
- Aussenac, G. (1973): Effects de conditions microclimatiques différentes sur la morphologie et la structure anatomique des aiguilles de quelques résineux. *Ann. Sci. For.*, 30, (4): 375 - 392.
- Baumgarten, M., W. Weis, A. Kühn, K. May & R. Matyssek (2014): Forest transpiration - targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *Eur. J. For. Res.*, 133, 677-690.
- Bauwe, A., C. Criegee, S. Glatzel & B. Lennartz (2012): Model-based analysis of the spatial variability and long-term trends of soil drought at Scots pine stands in northeastern Germany. *European Journal of Forest Research*, 131, 1013-1024.
- Beckers, J., B. Smerdon & M. Wilson (2009): Review of hydrologic models for forest management and climate change applications in British Columbia and Alberta. *Forrex series*, 25, 1-179.
- Bencokova, A., P. Kram & J. Hruska (2011): Future climate and changes in flow patterns in Czech headwater catchments. *Clim. Res.*, 49, 1-15.
- Böckmann, T., Hansen, J., Hauskeller-Bullerjahn, K., Jensen, T., Nagel, J, Nagel, R-V, Overbeck, M., Pampe, A., Petereint-Bitter, A., Schmidt, M., Schröder, M., Schulz, C., Spellmann, H., Stüber, V., Suttmöller, J., Wollborn, P. (2017). Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen Band 61
- Bonten, L. T. C., G. J. Reinds & M. Posch (2016): A model to calculate effects of atmospheric deposition on soil acidification, eutrophication and carbon sequestration. *Environmental Modelling & Software*, 79, 75-84.
- Bouten, W., T. J. Heimovaara & A. Tiktak (1992): Spatial patterns of throughfall and soil-water dynamics in a douglas-fir stand *Water Resources Research*, 28, (12): 3227-3233.
- 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. *AnnFor Sci* 63:625–644.

- Breitenberger (2017): Modellierung von Grundwasserneubildung und Evapotranspiration für Waldstandorte. Institut für Geographie und Raumforschung, Karl-Franzens-Universität Graz, Graz. 84 S.
- Breuer, L., K. Eckhardt & H.-G. Frede (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecol. Modelling*, 169, 237-293.
- Brooks, R. H. u. Corey, A. T. (1966): Properties of porous media affecting fluid flow. *J. Irrigation and Drainage Div., Proc. Am. Soc. Civil Eng. (IR2)*, 92, 61-87.
- Canfield, H. E. & V. L. Lopes (2000): Simulation soil moisture change in a semiarid rangeland watershed with a process-based water-balance model. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-13*. 2000, 316-319.
- Carr, A. & K. Loague (2012): Physics-Based Simulations of the Impacts Forst Management Practices Have on Hydrologic Response. In: Standiford, R. B., T. J. Weller, D. D. Piirto & J. D. Stuart: Proceedings of coast redwood forests in a changing California: A symposium for scientists and managers. Tech. Rep. PSW-GTR-238. CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Albany. S. 41-51.
- Combalicer, E. A., H. H. Lee, A. S., D. Y. Kim & S. Im (2008): Modeling water balance for the small-forested watershed in Korea. *Journal of Civil Engineering*, 12, (5): 339-348.
- Combalicer, E. A., R. V. O. Cruz, S. H. Lee & S. Im (2010): Modelling hydrologic processes distribution in a tropical forest watershed in the philippines. *Journal of tropical Forest Science*, 22, (2): 155-169.
- Czajkowski, T., B. Ahrends & A. Bolte (2009): Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. *vTI agriculture and forest research*, 59, (2): 87-93.
- Damour, G., T. Simonneau, H. Cochard & L. Urban (2010): An overview of models of stomatal conductance at the leaf level. *Plant, Cell and Environment*, 33, 1419-1438.
- Day, M. E. (2000): Influence of temperature and leaf-to-air vapor pressure deficit on net photosynthesis and stomatal conductance in red spruce (*Picea rubens*). *Tree Physiol.*, 20, 57-63.
- De Tomas Marín, S. D. T., M. Novák, K. Klančnik & A. Gaberščik (2016): Spectral Signatures of Conifer Needles Mainly Depend on Their Physical Traits. *Polish Journal of Ecology*, 64, (1): 1-13, 13.
- Deurer, M., W. H. M. Duijnsveld & J. Böttcher (2000): Spatial analysis of water characteristics functions in a sandy podzol under pine forest. *Water Resources Research*, 36, (10): 2925-2935.
- Deurer, M., W. H. M. Duijnsveld, J. Böttcher & G. Klump (2001): Heterogeneous solute flow in a sandy soil under a pine forest: evaluation of a modeling concept. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 601-610.
- DeVos, B., Cools, N., Verstraeten, A., Neyrinck, J. (2021): Accurate Measurements of Forest Soil Water Content Using FDR Sensors Require Empirical In Situ (Re)Calibration. *Applied Sciences* 11(24), 11620; <https://doi.org/10.3390/app112411620>
- Deurer, M., W. H. M. Duijnsveld & J. Böttcher (2000): Spatial analysis of water characteristics functions in a sandy podzol under pine forest. *Water Resources Research*, 36, (10): 2925-2935.
- Dietrich, H.; Wolf, T.; Kawohl, T.; Wehberg, J.; Kändler, G.; Mette, T.; Röder, A.; Böhner, J. (2019): Temporal and spatial high-resolution climate data from 1961 to 2100 for the German National Forest Inventory (NFI): *Annals of Forest Science* 76, 6. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0788-5>
- Dohnal, M., T. Cerny, J. Votrubova & M. Tesar (2014): Rainfall interception and spatial variability of throughfall in spruce stand. *J. Hydrol. Hydromes.*, 62, (4): 277-284.
- Estrella, N. & A. Menzel (2006): Response of leaf colouring in four deciduous tree species to climate and weather in Germany. *Clim. Res.*, 32, 253-267.
- Federer, C. A. (1965): Sustained winter streamflow from groundmelt. U.S.D.A. For Serv Res Note NE, 4 S.
- Federer, C. A. (1995): BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water and stream flow, Version 3.1. Computer Freeware and Documentation. USDA Forest Service, PO Box 640, Durham NH 03825, USA. S.
- Federer, C. A., C. Vörösmarty & B. Fekete (1996): Intercomparison of Methods for Calculating Potential Evaporation in Regional and Global Water Balance Models. *Water Resour. Res.*, 32, (7): 2315-2321.
- Federer, C. A. (2002): BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water and stream flow, Version 4.4e. <http://home.maine.rr.com/stfederer/b90doc.html>.
- Federer, C. A., C. Vörösmarty & B. Fekete (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.*, 4, 1276-1290.
- Federer, C. A. (2019): The BROOK90 Hydrologic Model. For Evaporation, Soil Water, and Streamflow. www.ecoshift.net/brook/brook90.htm.
- Federer, C.A., Vörösmarty, C., Fekete, B. (2003). Sensitivity of Annual Evaporation to Soil and Root Properties in Two Models of Contrasting Complexity. *Journal of Hydrometeorology* 4(6):1276-1290
- Federer, C. A. (2019). The BROOK90 Hydrologic Model. For Evaporation, Soil Water, and Streamflow. www.ecoshift.net/brook/brook90.htm.
- Fleck, S., Wagner, M., Meesenburg, H. (2010). Klima: Wasserverfügbarkeit und Wachstum von Buche und Fichte. In: Dammann, I., Paar, U., Schmidt, W., Wendland, J., Weymar, J., Eichhorn, J. (Hrg.) Waldzustandsbericht Niedersachsen 2010. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, S. 20-21
- Fleck S., Meesenburg H., Wagner M., Ahrends B., Hassdenteufel M., Höper H., Schäfer W. (2012). Klimafolgenmonitoring. In: Höper H., Meesenburg H. (Hrsg.). 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte 23, 233-241

- Fleck, S., Albert, M., Plašil, P., Nagel, R., Suttmöller, J., Ahrends, B., Schmidt, M., Evers, J., Hansen, J., Overbeck, M., Schmidt, W., Spellmann, H., Meesenburg, H. (2015): Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts. Beiträge aus der NW-FVA Band 13
- Fleck, S., Ahrends, B., Suttmöller, J., Messal, H., Meissner, R., Meesenburg, H. (2016). Zukünftiger Anstieg der Nitratkonzentrationen unter Wald im norddeutschen Tiefland: Droht Stickstoff-Eutrophierung durch Klimawandel? *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 37.16:71-81
- Fortmann, H.; König, N.; Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Scheler, B. u. Sennhenn-Reulen, H. (2022): Monitoring des Zustands von Waldböden in Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein von 1966 bis 2021 (Teil 1). Berichte der Sektion Waldökosystemforschung, Reihe B, 85, 388.
- Fortmann, H.; König, N.; Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Scheler, B. u. Sennhenn-Reulen, H. (2022): Monitoring des Zustands von Waldböden in Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein von 1966 bis 2021 (Teil 2). Berichte der Sektion Waldökosystemforschung, Reihe B, 86, 394.
- Gale, M. R., Grigal, D. F. (1987): Vertical Root Distributions of Northern Tree Species in Relation to Successional Status. *Canadian Journal of Forest Research* 17 (8): 829–34.
- Gash, J. H. C., C. R. Lloyd & G. Lachaud (1995): Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *Journal of Hydrology*, 170, 79-86.
- Gebauer, R., D. Volarik, J. Urban, I. Borja, N. E. Nagy, T. D. Eldhuset & P. Krokene (2011): Effect of thinning on anatomical adaptations of Norway spruce needles. *Tree Physiol.*, 31, 1103-1113.
- Groh, J. (2011): Modellierung des Bodenwasserhaushalts und Analyse des Trockenstresses für zwei Waldstandorte im Odenwald. University of Freiburg, Freiburg. 156 S.
- Groh, J., H. Puhmann & K. Von Wilpert (2013): Kalibrierung eines Bodenwasserhaushaltsmodells mit einer kombinierten Zielfunktion für die Optimierung der Wasserretentionskurve. *HIW*, 57, (4): 152-163.
- Gu, J., Y. Xu, X. Dong, H. Wang & Z. Wang (2014): Root diameter variations explained by anatomy and phylogeny of 50 tropical and temperate tree species. *Tree Physiology*, 34, 415-425.
- Guericke, M. Untersuchungen zur Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Buche und Europ. Lärche (*Larix decidua*, Mill.) als Grundlage für ein abstandsabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell. Forstwissenschaftlichen Fachbereichs, Georg-August-Universität Göttingen, 220 S.
- Hammel, K. & M. Kennel (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München, 185. Heinrich Frank. München. 148 S.
- Heitkamp, F.; Ahrends, B.; Evers, J.; Steinicke, C. u. Meesenburg, H. (2020): Inference of forest soil nutrient regimes by integrating soil chemistry with fuzzy-logic: regionwide application for stakeholders of Hesse, Germany. *Geoderma Reg.*, 23, e00340.
- Heitkamp, F.; Ahrends, B.; Evers, J. u. Meesenburg, H. (2021): Spatial 3D mapping of forest soil carbon stocks in Hesse, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, <https://doi.org/10.1002/jpln.202100138>,
- Hertel, D., T. Strecker, H. Müller-Haubold & C. Leuschner (2013): Fine root biomass and dynamics in beech forests across a precipitation gradient - is optimal resource partitioning theory applicable to water-limited mature trees? *Journal of Ecology*, 101, 1183-1200.
- Höcke, C. E., J. Spiegelhalter, S. M. Gärtner & A. Reif (2016): The influence that *Picea abies* Karst. and *Fagus sylvatica* L. have on the vitality of *Vaccinium myrtillus* L. in montane mixed forests of central Europe on silicate bedrock. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 15, 43-56.
- Holst, J., R. Grote, C. Offermann, J. P. Ferrio, A. Gessler, H. Mayer & H. Rennenberg (2010): Water fluxes within beech stands in complex terrain. *Int. J. Biometeorol.*, 54, 23-36.
- Hoshika, Y., Y. Osada, A. De Marco & J. Penuelas (2018): Global diurnal and nocturnal parameters of stomatal conductance in woody plants and major crops. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 27, 257-275.
- Hörmann, G., A. Branding, T. Clemen, M. Herbst, A. Hinrichs & F. Thamm (1996): Calculation and simulation of wind controlled canopy interception of a beech forest in Northern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology*, 79, 131-148.
- Hörmann, G., J. Scherzer, F. Suckow, J. Müller, M. Wegehenkel, M. Lukes, K. Hammel, A. Knieß & H. Meesenburg (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) Referat 533. Berlin. 92 S.
- Hutchings, N. J., R. Milne & J. M. Crowther (1988): Canopy storage capacity and its vertical distribution in a sitka spruce canopy. *J. Hydrol.*, 104, 161-171.
- Ilek, A., J. Kucza & K. Morkisz (2017): Hydrological Properties of bark of selected forest tree species. Part 2: Interspecific variability of bark water storage capacity. *Folia Forestalia Polonica*, series A, 59, (2): 110-122.
- Im, S., K. M. Brannan, S. Mostaghimi & S. M. Kim (2007): Comparison of HSPF and SWAT models performance for runoff and sediment yield prediction. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42, (11): 1561-1570.

- Jackson, R. B., J. Canadell, J. R. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala & E. D. Schulze (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- Jaloviari, P., L. Bakosova & J. Vencurik (2009): Quantity and distribution of fine root biomass in the intermediate stage of beech virgin forest Badínský prales. *Journal of Forest science*, 55, (11): 502-510.
- Jennings, S. B., N. D. Brown & D. Sheil (1999): Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72, (1): 59–74.
- Katzensteiner, K. (2000): Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen in den nördlichen Kalkalpen. Forstliche Schriftenreihe, Universität für Bodenkultur Wien, 15, 1-159.
- Kelliher, F. M., R. Leuning, M. R. Raupach & E.-D. Schulze (1995): Maximum conductances for evaporation from global vegetation types. *Agricultural and Forest Meteorology*, 73, 1-16.
- Kennel, M. (1998): Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldökosystemen. Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofendorf Referenzgebiet Große Ohe. Forstliche Forschungsberichte München, 168, 362 S.
- Klamerus-Iwan, A. & W. Witek (2018): Variability in the Wettability and Water Storage Capacity of Common Oak Leaves (*Quercus robur* L.). *Water*, 10, (695): 1-15.
- Klinck, U.; Rademacher, P.; Wagner, M.; Fleck, S.; Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Fier, A.; Höper, H.; Wallrabenstein, H. u. Haßdenteufel, M. (2012): Stoffausträge mit dem Sickerwasser GeoBerichte, 23, 152-162.
- Korhonen, L., K. T. Korhonen, M. Rautiainen & P. Stenberg (2006): Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. *Silva Fennica*, 40, (4): 577-588.
- Körner, C., J. A. Scheel & H. Bauer (1979): Maximum leaf diffusive conductance in vascular plants. *Photosynthetica*, 13, 45-82.
- Körner, C. (1995): Leaf diffusive conductances in the major vegetation types of the globe. In: Schulze, E.-D. & M.M. Caldwell: Ecophysiology of Photosynthesis. Springer-Verlag. New York. S. 463-490.
- Kubisch, P., D. Hertel & C. Leuschner (2016): Fine root productivity and turnover of ectomycorrhizal and arbuscular mycorrhizal tree boreal species in a temperate -leaved mixed forest. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1-13.
- Kuusinen, N., P. Kolari, J. Levula, A. Porcar-Castell, P. Stenberg & F. Berninger (2012): Seasonal variation in boreal pine forest albedo and effects of canopy snow on forest reflectance. *Agricultural and Forest Meteorology*, 164, 53-60.
- Kwon, B., H. S. Kom, J. Jeon & M. J. Yi (2016): Effects of temporal and interspecific variation of specific leaf area on leaf area index estimation of temperate broadleaved forests in Korea. *Forests*, 7, doi:10.3390/f7100215.
- Legates, D. R. u. McCabe, G. J. (2013): A refined index of model performance: a rejoinder. *Int. J. Climatol.*, 33, 1053-1056.
- Levia, D. F., K. Nanko, H. Amasaki, T. W. Giambelluca, N. Hotta, S. Iida, R. G. Mudd, M. A. Nullet, N. Sakai, Y. Shinohara, X. Sun, M. Suzuki, N. Tanaka, C. Tantasirin & K. Yamada (2019): Throughfall partitioning by trees. *Hydrol. Process.*, 33, 1698-1708.
- Liu, S. (2001): Evaluation of the Liu model for predicting rainfall interception in forests world-wide. *Hydrol. Process.*, 15, 2341-2360.
- Li, J. (2017): Assessing the accuracy of predictive models PLoS ONE, 12, (8): e0183250.
- Lin, J., M. E. Jach & R. Coulemans (2001): Stomatal density and needle anatomy of Scots pine (*Pinus sylvestris*) are affected by elevated CO₂. *New Phytologist*, 150, 665-674.
- Liu, B., H. Li, B. Zhu, R. T. Koide, D. M. Eisenstat & D. Guo (2015): Complementarity in nutrient foraging strategies of absorptive fine roots and arbuscular mycorrhizal fungi across 14 coexisting subtropical tree species. *New Phytol.*, 2008, 125-136.
- Lopes, V. L. & A. L. Vogl (2008): Integrating Modeling and field experiments to evaluate impacts of vegetative practices on ponderosa pine watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 44, (5): 1284-1294.
- Markart, G., F. Perzl, K. Klebinder, B. Kohl, M. Adams, B. Sotier, U. Stary, M. Strasser & K. Suntinger (2012): Evaluation and quantification of possible impacts of climate change on hydrological characteristics of forests in Waidhofen a.d. Ybbs region. Final Report: CC-WaterS - Climate change and Impacts on Water Supply, 93 S.
- Meesenburg H., Ahrends B., Fleck S., Wagner M., Fortmann H., Scheler B., Klinck U., et al. (2016). Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecological Indicators* 65, 103–112.
- Meinen, C., D. Hertel & C. Leuschner (2009): Root growth and recovery in temperate broad-leaved forest stands differing in tree species diversity. *Ecosystems*, 12, 1103-1116.
- Menzel, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen - Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten. Forstliche Forschungsberichte München 164, 158 Seiten.
- Mohr, K.; Schaaf, S.; Horvath, B.; Meesenburg, H. u. Dämmgen, U. (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft, 279, 69-94.

- Mollick AS, Shimoji H, Denda T, Yokota M, Yamasaki, H. 2011. Croton (*Codiaeum variegatum* (L.) Blume) cultivars characterized by leaf phenotypic parameters. *Scientia Horticulturae* 132:71-79
- Mualem, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media *Water Resources Research*, 12, (3): 513-522.
- Mulder, J. P. M. (1985): Simulating Interception Loss Using Standard Meteorological Data. In: Hutchings, B.A. u. Hicks, B.B.: *The Forest-Atmosphere Interaction*. Springer. Dordrecht. S. 177-196.
- Müller, J. u. Anders, S. (1996): Vergleichende Untersuchungen zum Stoff- und Wasserhaushalt von Laub- und Nadelwaldökosystemen im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 30, (1): 29-30.
- Nielsen, D. R., J. W. Biggar & K. T. Erh (1973): Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, 42, (7): 215-259.
- Niinemets, Ü. & O. Kull (1995): Effects of light availability and tree size on the architecture of assimilative surface in the canopy of *Picea abies*: variation in needle morphology. *Tree Physiol.*, 15, 307-315.
- Niinemets, Ü., D. S. Ellsworth, A. Lukjanova & M. Tobias (2001): Site fertility and the morphological and photosynthetic acclimation of *Pinus sylvestris* needles to light. *Tree Physiol.*, 21, 1231-1244.
- Nielsen, D. R., J. W. Biggar & K. T. Erh (1973): Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, 42, (7): 215-259.
- Orfánus, T., Z. Bedrna, L. Lichner, P. D. Hallett, K. Knava & M. Sebin (2008): Spatial Variability of Water Repellency in Pine Forest Soil. *Soil & Water Res.*, 3, (Special Issue 1): 123-129.
- Palán, L., J. Krecek & S. Youshinobu (2018): Leaf area index in a forested mountain catchment. *Hungarian Geographical Bulletin*, 67, 3-11.
- Panferov, O., C. Doering, E. Rauch, A. Sogachev & B. Ahrends (2009): Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.*, 4, (doi:10.1088/1748-9326/4/4/045019).
- Peck, A. u. Mayer, H. (1996): Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstw. Cbl.*, 115, 1-9.
- Penne, C., B. Ahrends, M. Deurer & J. Böttcher (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. *Geoderma*, 158, (3-4): 282-297.
- Peters, R., F. Clausnitzer, B. Köstner, C. Bernhofer, K. H. Feger & K. Schwärzel (2011): Einfluss von Boden und Bestockung auf den Standortwasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, (12): 101-109.
- Poyatos, R., Granda, V., Flo, V., et al. (2021): Global Transpiration data from sap flow measurements: The SAPFLUXNET database. *Earth System Science Data* 13(6):2607-2649
- Pretzsch, H. (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. 664 S.
- Puhlmann, H. & K. Von Wilpert (2012): Pedotransfer functions for water retention and unsaturated hydraulic conductivity of forest soils, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science. J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 175, (2): 221-235.
- Puhlmann, H., Schmidt-Walter, P., Hartmann, P., Meesenburg, H., von Wilpert, K. (2019). Soil Water Budget and Drought Stress. In Wellbrock, N., Bolte, A. (Hrg.) *Status and Dynamics of forests in Germany. Ecological Studies* 237; <https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0>
- Raspe, S., Bastrup-Birk, A., Fleck, S., Weis, W., Mayer, H., Meesenburg, H., Wagner, M., Schindler, D., Gartner, K. (2013). *Meteorology*. In: Ferretti, M., Fischer, R. (Hrg.): *Forest Monitoring*, Vol 12, DENS, UK: Elsevier, Amsterdam, S. 317-336
- Rutter, A. J., K. A. Kershaw, P. C. Robins & A. J. Morton (1971): A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model from observations in a plantation of corsican pine. *Agric. Meteorol.*, 9, 367-384.
- Saxena, R. K. (1986): Estimation of Canopy Reservoir Capacity and Oxygen-18 Fractionation in Throughfall in a Pine Forest. *Hydrology Research*, 17, (4-5): 251-260.
- Schaap, M. G.; Leij, F. J. u. Van Genuchten, M. T. (2001): rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251, (3): 163-176.
- Schaber, J. & F.-W. Badeck (2003): Physiology-based phenology models for forest tree species in Germany. *Int. J. Biometeorol.*, 47, 193-201.
- Schaffrath, D., S. H. Vetter & C. Bernhofer (2013): Spatial precipitation and evapotranspiration in the typical steppe of Inner Mongolia, China - A model based approach using MODIS data. *J. Arid. Environ.*, 88, 184-193.
- Schaffrath, D. & C. Bernhofer (2013): Variability and distribution of spatial evapotranspiration in semi arid Inner Mongolian grassland from 2002 to 2011. *SpringerPlus*, 2:547,
- Schmid, H. P., C. S. B. Grimmond, F. Copley, B. Offerle & H.-B. Su (2000): Measurements of CO₂ and energy fluxes over a mixed hardwood forest in the mid-western United States. *Agricultural and Forest Meteorology*, 103, (4): 357-374.
- Schmidt, W., Stüber, V., Ullrich, T., Paar, U., Evers, J. Dammann, K., Hövelmann, T., Schmidt, M. (2015). *Synopse der Hauptmerkmale der forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer. Beiträge aus der NW-FVA Band 12.*

- Schmidt-Walter, P., B. Ahrends, T. Mette, H. Puhlmann & H. Meesenburg (2019): NFIWADS: The water budget, soil moisture, and drought stress indicators database for German National Forest Inventory (NFI). *Annals of Forest Science*, 76:39, <https://doi.org/10.1007/s13595-13019-10822-13592>.
- Schmidt-Walter, P., Trotsiuk, V., Meusburger, K., Zacios, M., Meesenburg, H. (2020). Advancing simulations of water fluxes, soil moisture and drought stress by using the LWF-Brook90 hydrological model in R. *Agr. For. Met.* 291, 108023. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108023>
- Schulze, E.-D., F. M. Kelliher, C. Körner, J. Lloyd & R. Leuning (1994): Relationships among maximum stomatal conductance, ecosystem surface conductance, carbon assimilation rate and plant nitrogen nutrition: A global ecology scaling exercise. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 25, 629-660.
- Schwab, M. (2013): Der Einfluss von Klimaveränderungen auf die Abflussbildung, Bodenfeuchtedynamik und Evapotranspiration: eine modellbasierte Attribution. Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg. 68 S.
- Schwärzel, K., J. Häntzschel, T. Grünwald, B. Köstner, C. Bernhofer & K. H. Feger (2007): Fundamentals of the spatially distributed simulation of the water balance of forest sites in a low-range mountain area. *Adv. Geosci.*, 11, 43-47.
- Schwärzel, K., K. H. Feger, J. Häntzschel, A. Menzer, U. Spank, F. Clausnitzer, B. Köstner & C. Bernhofer (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258, 2163-2174.
- Shuttleworth, W. J. & R. J. Gurney (1990): The theoretical relationship between foliage temperature and canopy resistance in sparse crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, Part B*, 116, (492): 497-519.
- Shuttleworth, W.J., Wallace, J.S. (1985). Evaporation from sparse crops - an energy combination theory. *Quart J Royal Meteorol Soc* 111: 839-855.
- Spank, U., K. Schwärzel, M. Renner, U. Moderow & C. Bernhofer (2013): Effects of measurement uncertainties of meteorological data on estimates of site water balance components. *J. Hydrol.*, 492, 176-189.
- Swanson, R. H. & R. L. Rothwell (2001): Hydrologic recovery of aspen clearcuts in northwestern Alberta. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-18*. 2001, 121-135.
- Teepe, R., H. Dilling & F. Beese (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 166, 111-119.
- Thiele, J. C., R. Nuske, B. Ahrends, O. Panferov, M. Albert, K. Staupendahl, U. Junghans, M. Jansen & J. Saborowski (2017): Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, 346, 30-47.
- Tóth, B., M. Weynants, A. Nemes, A. Makó, G. Bilas & Tóth (2015): New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66, 226-238.
- Tyukavina, O. N., H. A. Neverov & D. N. Klevtsov (2019): Influence of growing conditions on morphological and anatomical characteristics of pine needles in the northern Taiga. *Journal of Forest science*, 65, (1): 33-39.
- UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (Hrg., 2022): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany
- Van Genuchten, M. T. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.
- VEB Forstprojektierung Potsdam (1974): Anweisung für die forstliche Standortserkundung in der DDR (Standortserkundungs-Anweisung/SEA 74).
- Vilhar, U., M. Starr, K. Katzensteiner, P. Simoncic & L. Kajfez-Bogataj (2010): Modelling drainage fluxes in managed and natural forests in the Dinaric karst: a model comparison study. *Eur. J. For. Res.*, 129, 729-740.
- Vilhar, U. & P. Simoncic (2012): Water status and drought stress in experimental gaps in managed and semi-natural silver fir-beech forests. *Eur. J. For. Res.*, 131, 1381-1397.
- Vilhar, U. (2016): Comparison of drought stress indices in beech forests: a modelling study. *iForest*, 9, 635-642.
- Von Wilpert, K., P. Hartmann, H. Puhlmann, P. Schmidt-Walter, H. Meesenburg, J. Müller & J. Evers (2016): Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: Wellbrock, N., A. Bolte & H. Flessa: Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Thünen Report, S. 343-386.
- Vrugt, J. A., S. C. Dekker & W. Bouten (2003): Identification of rainfall interception model parameters from measurements of throughfall and forest canopy storage. *Water Resour. Res.*, 39, (9):
- Wagner M., Suttmöller J., Rudolph J., Hansen J., Eichhorn J., Fleck S., Scheler B., Meesenburg H., Dammann I., Evers J., Paar U., Nagel J., Spellmann H. (2013). Auswirkungen des Klimawandels auf das Trockenstressrisiko von Buchenwäldern am Beispiel hessischer BZE- und Intensivmonitoring-Standorte. In: Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf. Freiburger Forstliche Forschung 96, 179-197.
- Wang, L., J. N. S. Cole, P. Bartlett, D. Verseghy, C. Derksen, R. Brown & K. Von Salzen (2016): Investigating the spread in surface albedo for snow-covered forests in CMIP5 models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121, (3): 1104-1119.

- Weemstra, M., F. J. Sterck, E. J. W. Visser, T. W. Kuyper, L. Goudzwaard & L. Mommer (2017): Fine-root trait plasticity of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) forests on two contrasting soils. *Plant and Soil*, 415, 175-188.
- Wellpott, A., F. Imbry, D. Schindler & H. Mayer (2005): Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. *Meteorol. Z.*, 14, 143-150.
- Weis, W., C. Hertel, A. Wagner & S. Raspe (2012): Abschlussbericht ST241 - Verbesserung der Wasserhaushaltsmodellierung mit Daten des forstlichen Umweltmonitorings im Projekt FUTMON (LIFE+). 24. S., Freising.
- Wessolek, G., K. Schwärzel, A. Greiffenhagen & H. Stoffregen (2008): Percolation characteristics of a water-repellent sandy forest soil. *European Journal of Soil Science*, 59, (1): 14-23.
- Wessolek, G., M. Kaupenjohann & M. Renger (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. *Bodenökologie und Bodengenese*, Technische Universität Berlin, Berlin. 80 S.
- Wessolek, G.; Duijnvisveld, W. H. M. u. Trinks, S. (2008): Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *J. Hydrol.*, 356, 17-27.
- Whalley, W.R., Ober, E.S., Jenkins, M. (2013). Measurement of the matric potential of soil water in the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany* 64(13):3951-3963
- White, M. A., P. E. Thornton, S. W. Running & R. R. Nemani (2000): Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model: net primary production controls. *Earth Interactions*, 4, (3): 1-85.
- Wösten, J. H. M., Y. A. Pachepsky & W. J. Rawls (2001): Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251, 123-150.
- Wösten, J.; Lilly, A.; Nemes, A. u. Bas, C. L. (1999): Development and use of a data base of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90, 169-185.
- Xiao, Q. & E. G. Mcpherson (2016): Surface Water storage Capacity of Twenty Tree Species in Davis, California. *J. Environ. Qual.*, 45, 188-198.
- Zweifel, R., J. Böhm & R. Häsler (2002): Midday stomatal closure in Norway spruce – Reactions in the upper and lower crown. *Tree Physiol.*, 22, (15-16): 1125-1136.

2. Verwertung

Grundlage für die Verwertung der Ergebnisse ist die Veröffentlichung des durch das Projekt etablierten Modellsystems für großflächige Anwendungen in den Ländern Sachsen-Anhalt und Niedersachsen mit seinen Parametern, Validierungen und Nebenprogrammen (Parameterableitungen, Validierungsverfahren, kapillarer Aufstieg) in Forschungsberichten (in Vorbereitung: Forstliche Forschungsberichte München) und wissenschaftlichen Fachartikeln (geplant und in Vorbereitung).

Die aus den Simulationen abgeleiteten Aussagen zum baumartspezifischen Trockenstress sollen zukünftig eine Rolle bei der Ableitung von Baumartenempfehlungen geben. Hierzu ist die etablierte Methodik allerdings auf zusätzliche Baumarten auszuweiten. Auch sollen zusätzliche Validierungsdaten hinsichtlich der artspezifischen Transpiration einbezogen werden, um die großen Unterschiede in der Parametrisierung der Baumartenphysiologie weiter zu überprüfen. Die Arbeiten in diesem Bereich werden durch den Wechsel des bisherigen Bearbeiters in ein entsprechendes physiologisch orientiertes Projekt gewährleistet.

Das flächige Vorliegen von Wasserhaushalts- und Trockenstressdaten bietet zudem die Gelegenheit, Baumvitalitätsdaten aus anderen Quellen mit den Modellergebnissen in Verbindung zu setzen, um einerseits die Modellergebnisse daran zu prüfen und andererseits die große Praxisrelevanz der Modellergebnisse zu demonstrieren. Der in der Projektlaufzeit durch Corona etwas kurz gekommene Praxiskontakt soll durch solche Gegenüberstellungen von gemessener Baumvitalität und der auf realen Klimadaten beruhenden Trockenstress-Modellierung fortgesetzt und intensiviert werden, um so das Vertrauen in die Aussagekraft des Modellsystems nach Möglichkeit zu stärken.

Für die Forstwirtschaft im Harz bieten die Simulationen zur Trockenstressdisposition der Fichte (veröffentlicht in der Allgemeinen Forstzeitschrift) eine praxistaugliche Erklärung für die besondere Situation dieser Baumart, die in weiteren Seminaren und Veröffentlichungen mit den Forstpraktikern diskutiert werden wird, so auch auf nationalen und internationalen Tagungen.

Die weitere Anwendung des Modellsystems an der NW-FVA ist neben den genannten Schritten auch durch die Verwendung von LWF Brook90 in mehreren anderen Projekten gewährleistet.

3. Erkenntnisse von Dritten

Deutscher Wetterdienst: „Bodenfeuchteviewer“

Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft Birmensdorf: "Give and take: how much water does soil retain for trees? (SNF)

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung: „Dürremonitor Deutschland“

Institut für Meteorologie und Klimaforschung des Karlsruher Instituts für Technologie: "Cloud-basiertes Decision-Support-System für Revierförster" (BMEL)

Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre: „Forstrisiken - Ableitung von rezeptorspezifischen Indikatoren für Sturm und Dürre im 21. Jahrhundert - Forest21“ (BMBF)

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie: „Bodenfeuchteampel Sachsen“ (Sachsenforst)

Universität Würzburg, Lehrstuhl für Geographie - Physische Geographie: „Bodenwasserhaushalt von Waldstandorten mit unterschiedlichen Lithologien in Nordbayern“

Universität für Bodenkultur Wien: FORSITE „Waldtypisierung Steiermark - Wasser- und Stoffhaushalt“ (Landesregierung Steiermark)

4. Veröffentlichungen

Fachzeitschriften:

Ahrends, B.; Wagner, M.; Scheler, B. u. Meesenburg, H. (2019): Der Einfluss dynamischer Bestandesparameter auf die Simulationsgüte von Interzeptionsmodellen für Buchenbestände. Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung, 41.19, 83-89.

Fleck, S., Ahrends, B., Meesenburg, H. (2022): Trockenstressrisiko im Harz. *AFZ Der Wald*, 15:21-25

Weis, W., Ahrends, B., Böhner, J., Falk, W., Fleck, S., Habel, R., Meeseburg, H., Müller A.-C., Puhmann, H., Wehberg, J.-A., Wellpott, A. (2022). Standortfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel (WHH-KW). Abschlussveröffentlichung zum Waldklimafonds Forschungsprojekt FZK 22WK4141 Teilprojekte 01, 02, 03, 04. Forstliche Forschungsberichte München, in Vorbereitung.

Vorträge:

Ahrends, B.; Weis, W.; Böhner, J.; Falk, W.; Fleck, S.; Habel, R.; Meeseburg, H.; Müller, A.-C.; Puhmann, H.; Wehberg, J.; Wellpott, A. (2022). Waldklimafonds gefördertes Vorhaben: Standortfaktor Wasserhaushalt bei sich ändernden Klimabedingungen. WKF-Themennachmittag: Wald als Wasserspeicher. Online-Seminar am 08.06.2022.

Ahrends, B.; Falk, W.; Weis, W.; Wellpott, A.; Habel, R.; Puhmann, H.; Müller, A.-C.; Wehberg, J.-A.; Böhner, J.; Fleck, S.; Meeseburg, H. (2022). Standortfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel. WKF Kongress in Göttingen, am 06.10.2022.

Ahrends, B.; Fleck, S.; Suttmöller, J.; Wagner, M.; Meeseburg, H. (2019): Projektvorstellung im Projektgebiet „Sachsen-Anhalt“: Standortfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel (WHH-KW). IMAG-Sitzung, Halle (Saale), am 28.09.2019.

Ahrends, B.; Suttmöller, J.; Wagner, M.; Meeseburg, H. (2019): Aktualisierung von Standortinformationen zur Baumartenwahl unter veränderten Klimabedingungen. 3. Hochwasser, Starkregen- und Klimaschutz-Tag im Landkreis Harz, Werningerode, am 04.12.2019.

Ahrends, B. (2019): Wechselwirkungen zwischen Wald und Wasserhaushalt. Landeslenkungskreis Wasser, Magdeburg, am 17.12.2019.

Fleck, S.; Ahrends, B.; Weis, W.; Wagner, M.; Scheler, B.; Habel, R.; Meeseburg, H.: Ableitung von artspezifischen Interzeptionsparametern für LWF-Brook90 aus Langzeitmessungen des Bestandesniederschlags. FOWITA 2021, Digitale Forstwissenschaftliche Tagung, 13-15 September 2021

Fleck, S.; Ahrends, B.; Wagner, M.; Scheler, B.; Weis, W.; Meeseburg, H.: The potential of throughfall measurements for the derivation of canopy attributes. FORECOMON 2021 – The 9th Forest Ecosystem Monitoring Conference, WSL, Birmensdorf, Switzerland, 7-9 June 2021

Fleck, S.; Meeseburg, H.; Ahrends, B.; Evers, J.; Talkner, U.; Fortmann, H.; König, N.; Schmidt-Walter, P.; Weis, W.; Wellbrock, N.: Status der Waldböden und Klimaresilienz: Schlussfolgerungen aus der Versauerungs-, Stickstoff- und Wasserhaushaltsdynamik an den BZE-Punkten. FOWITA 2021, Digitale Forstwissenschaftliche Tagung, 13-15 September 2021

Meeseburg, H.; Fleck, S.; Ahrends, B.; Evers, J.; Talkner, U.; Fortmann, H.; König, N.; Schmidt-Walter, P.; Weis, W.; Wellbrock, N.: Mechanisms explaining N stock and acidity dynamics in German forests between 1990 and 2007 and possible climate change feedbacks. FORECOMON 2021 – The 9th Forest Ecosystem Monitoring Conference, WSL, Birmensdorf, Switzerland, 7-9 June 2021.

Meeseburg, H.; Wagner, M.; Ahrends, B.; Fleck, S.; Weis, W. (2022). Monitoring of water fluxes and tree responses at intensively monitored forest sites - the value of observations at the ecosystem level TreeNet 10-year anniversary conference, 27./28.06.2022, Bad Bubendorf.

Weis, W.; Ahrends, B., Böhner, J.; Falk, W.; Fleck, S.; Habel, R.; Meeseburg, H.; Müller, A.-C.; Puhmann, H.; Wehberg, J.; Wellpott, A.: Wald im Wandel: Standortfaktor Wasserhaushalt bei sich ändernden Klimabedingungen. FOWITA 2021, Digitale Forstwissenschaftliche Tagung, 13-15 September 2021

Weis, W., Ahrends, B., Böhner, J., Falk, W., Fleck, S., Habel, R., Meeseburg, H., Müller A.-C., Puhmann, H., Wehberg, J.-A., Wellpott, A. (2022). Standortfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel - eine Projektvorstellung. 13. Gemeinsame Tagung AG „Waldböden“ der DBG, AG „Humusformen“ der DBG, Sektion „Wald und Wasser“ im DVFFA, Deutsche Hydrologische Gesellschaft: Stoffflüsse & Vorräte in Waldökosystemen: Messung, Monitoring, Modellierung. 17-18 März 2022

Online-Seminare:

Fleck, S., Ahrends, B., Wagner, M., Meeseburg, H. 2020: Qualitätskontrolle hochauflösender hydrologischer Messdaten im Projekt WHH-KW: Shiny App und andere Verfahren. NW-FVA, 6.3.2020

Fleck, S., Ahrends, B., Wagner, M., Meeseburg, H. 2020: Herleitung von Interzeptionsparametern für LWF-Brook90 (1): Vergleich der Kronentraufe-Gesamtzeitreihen von Sammlern mit hochauflösenden Messungen und Bestandesstruktur. NW-FVA, 12.6.2020

Fleck, S., Ahrends, B., Wagner, M., Meeseburg, H. 2020: Herleitung von Interzeptionsparametern für LWF-Brook90 (2): Formeln zur Parameterherleitung aus der Betrachtung von Regen- und Schneefallereignissen. NW-FVA, 19.6.2020