

Forstliche Forschungsberichte

München

Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel

Wendelin Weis, Bernd Ahrends, Jürgen Böhner, Wolfgang Falk, Stefan Fleck, Raphael Habel, Hans-Joachim Klemmt, Henning Meesenburg, Ann-Christin Müller, Heike Puhlmann, Jan-Axel Wehberg, Axel Wellpott, Thilo Wolf

224

2023

ISBN 3-933506-55-7



ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Schriftenreihe des Zentrums Wald-Forst-Holz Weihenstephan

Schriftenreihe des
Zentrums Wald Forst Holz Weihenstephan
für

den Studienbereich Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München,
die Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und
die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
als Sonderbehörde der Bayerischen Forstverwaltung

Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel
(WHH-KW)

Abschlussveröffentlichung zum Forschungsprojekt
FKZ 22WK4141 Teilprojekte 01, 02, 03, 04

Wendelin Weis¹, Bernd Ahrends², Jürgen Böhner⁴, Wolfgang Falk¹, Stefan Fleck², Raphael Habel³,
Hans-Joachim Klemmt¹, Henning Meesenburg², Ann-Christin Müller³, Heike Puhlmann³,
Jan-Axel Wehberg⁵, Axel Wellpott¹, Thilo Wolf³

¹ Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

² Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

³ Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

⁴ Universität Hamburg, Institut für Geographie

⁵ Scilands GmbH, Göttingen



Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz,
nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
D-85354 Freising

Impressum

Der Druck dieses Berichts wurde ermöglicht mit finanzieller Unterstützung
des Fördervereins Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V.,
des Waldklimafonds und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

ISSN 0174-1810

ISBN 3-933506-55-7

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Titel	Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel (WHH-KW) <i>Site Factor Water Balance under Climate Change</i>
Schlagwörter	Forstliche Standortsinformation, Wasserhaushalt, Klimawandel <i>Forest Site Information, Water Balance, Climate Change</i>
Projektleiter und Koordination	Wolfgang Falk und Dr. Wendelin Weis Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Boden und Klima
Teilprojektleiter	Wolfgang Falk Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Boden und Klima Dr. Henning Meesenburg Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Umweltkontrolle Dr. Heike Puhlmann Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abt. Boden & Umwelt Prof. Dr. Jürgen Böhner Universität Hamburg, Institut für Geographie, Abteilung Physische Geographie
Bearbeiter	Dr. Axel Wellpott, Dr. Wendelin Weis Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Abteilung Boden und Klima Dr. Bernd Ahrends, Dr. Stefan Fleck Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Abteilung Umweltkontrolle Raphael Habel, Ann-Christin Müller, Thilo Wolf Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt / Biometrie und Informatik Dr. Jan-Axel Wehberg, Scilands GmbH, Göttingen
Herausgeber	Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1 D-85354 Freising www.forstzentrum.de
Schriftleitung	Dr. Joachim Hamberger
Dokumentation	Forstliche Forschungsberichte München Nr. 224, 2023, 190 Seiten
Erscheinungsdatum	August 2023
Druck	EsserDruck Solutions GmbH, Ergolding
Auflage	250
Zu beziehen über	Förderverein Zentrum Wald Forst Holz Weihenstephan e.V. Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising Tel.: +49 151 17684894 E-Mail: info@foerderverein-forstzentrum.de

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis.....	13
1 Danksagung	16
2 Vorwort	17
3 Zielsetzung und Zusammenfassung.....	18
3.1 Zielsetzung.....	18
3.2 Zusammenfassung	18
3.3 Summary	20
4 Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90.....	22
4.1 Einleitung.....	22
4.2 Methoden.....	23
4.2.1 Das Wasserhaushaltsmodellsystem.....	23
4.2.2 Lagespezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90.....	24
4.2.3 Baumartenspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90	25
4.2.4 Bodenspezifische Parameter und Pedotransferfunktionen	26
4.2.5 Bestandsspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90.....	27
4.2.6 Allgemeine Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90	33
4.2.7 Sensitivitätsanalysen	33
4.2.8 Modellvalidierung an Flächen des intensiven forstlichen Monitorings	35
4.3 Ergebnisse.....	36
4.3.1 Abgestimmte Parameterliste für LWF-Brook90.....	36
4.3.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen und sensitive Parameter.....	41
4.3.3 Validierung von Bestandsniederschlag und Bodenfeuchte an Intensivmessflächen.....	42
4.4 Diskussion.....	43
4.4.1 Festlegung und Auswahl der Modellparameter	43
4.4.2 Sensitive Modellparameter	45
4.4.3 Modellvalidierung	45
4.5 Schlussfolgerungen	46
4.6 Ansprechpartner	47
4.7 Literatur.....	47
5 Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen.....	53
5.1 Einleitung.....	53
5.2 Methoden.....	54
5.2.1 Verwendete Saftflussmessungen.....	54
5.2.2 Modellanwendung an SAPFLUXNET-Flächen	55
5.2.3 Hochrechnung auf die Bestandestranspiration des Messzeitraums und Extrapolation auf Jahresraten	56
5.3 Ergebnisse.....	57
5.3.1 Vergleich der Transpiration aus Wasserhaushaltmodellierung und Xylemsaftflussmessung.....	57
5.3.2 Validierung der Transpirationsmodellierung.....	60
5.3.3 Baumartunterschiede in der jährlichen Transpirationsrate	61
5.3.4 Jahrestranspirationsraten im Vergleich zu Klima und Bestandeseigenschaften	63
5.4 Diskussion.....	64

5.5 Schlussfolgerungen	66
5.6 Literatur	67
6 Hochaufgelöste Klimaprojektionen für Deutschland	69
6.1 Einleitung	69
6.2 Methoden	70
6.2.1 Downscaling	71
6.2.2 Adjustierung	72
6.3 Ergebnisse	73
6.4 Regionalisierung von DWD-Stationsdaten	76
6.5 Datenzugriff und Metadatenbeschreibung	76
6.6 Diskussion	76
6.7 Literatur	77
7 Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald	79
7.1 Einleitung	79
7.2 Material und Methoden	80
7.2.1 Trockenstressindikatoren	80
7.2.2 Eignung und Auswahl von Trockenstressindikatoren	81
7.2.3 Berechnung der ausgewählten Indices	81
7.2.4 Datengrundlagen und statistische Methoden	82
7.3 Ergebnisse	84
7.4 Diskussion	87
7.4.1 Trockenstressindikatoren	87
7.4.2 Statistische Signifikanz der Ergebnisse	88
7.4.3 Indikatorenelektion und inhärente Grenzen der Indikatoren	90
7.5 Schlussfolgerungen	90
7.6 Literatur	91
8 Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung	94
8.1 Einleitung	94
8.2 Methoden	96
8.2.1 Die forstliche Standortskartierung in Bayern	96
8.2.2 Die Projektregion Nürnberger Land	98
8.2.3 Modellparametrisierung und Wasserhaushaltsindikatoren	100
8.3 Ergebnisse	102
8.3.1 Standortswasserhaushalt und Klimawandel im Nürnberger Land	102
8.3.2 Wasserhaushalt hydromorpher Standorte im Nürnberger Land	104
8.3.3 Beurteilung des Standortswasserhaushalts für die bayerischen Punkte der Bundeswaldinventur	105
8.4 Diskussion	107
8.5 Schlussfolgerungen und Danksagung	109
8.6 Literatur	110
9 Bayernweite Wasserhaushaltbewertung im Standortinformationssystem BaSIS	112
9.1 Einleitung	112
9.2 Methoden	112
9.2.1 Das bayerische Standortinformationssystem BaSIS	112
9.2.2 Bildung von Standortseinheiten	113
9.2.3 Parametrisierung und Automatisierung des Wasserhaushaltsmodells LWF-Brook90	114

9.3 Ergebnisse.....	115
9.3.1 Eine bayernweit einheitliche, objektive und klimadynamische Beurteilung des Wasserhaushalts	115
9.3.2 Der Wasserhaushalt in einem zukünftigen trockeneren Klima	116
9.3.3 Tagesaktuelle Wasserhaushaltmodellierungen für das Jahr 2022	118
9.4 Diskussion.....	119
9.5 Schlussfolgerungen und Ausblick.....	120
9.6 Literatur.....	120
10 Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens	122
10.1 Einleitung.....	122
10.2 Methoden	123
10.2.1 Die Testregionen Harz (Niedersachsen) und Fuhrberger Feld.....	123
10.2.2 Reliefinformationen	123
10.2.3 Standörtliche Grundlagen für die Projektregionen.....	123
10.2.4 Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020.....	124
10.2.5 Klimaszenarien für die zukünftige Entwicklung	125
10.2.6 Retrospektive und prospektive Modellierung des Wasserhaushalts.....	126
10.2.7 Anwendung in den Testregionen	126
10.2.8 Baumart- und bodenartspezifische Korrektur für den kapillaren Aufstieg	127
10.2.9 Stratifizierung der Standortsdaten zu Frischestufen.....	127
10.3 Ergebnisse.....	127
10.3.1 Retrospektive Modellierung des Wasserhaushalts im niedersächsischen Harz.....	127
10.3.2 Projektionen der zukünftigen Trockenstressdauer bei Fichten im Harz	128
10.3.3 Baumartenspezifische Veränderungen der Trockenstressphasen im Harz.....	130
10.3.4 Trockenstress auf Tieflandstandorten: Bedeutung des kapillaren Aufstiegs	130
10.3.5 Entwicklung der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld.....	132
10.3.6 Vergleich von Wasserhaushaltzzahlen und Trockenstressdauern.....	133
10.4 Diskussion.....	134
10.5 Literatur	136
11 Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt	139
11.1 Einleitung.....	139
11.2 Methoden	140
11.2.1 Das Projektgebiet Harz (Sachsen-Anhalt).....	140
11.2.1 Reliefinformationen	140
11.2.2 Standörtliche Grundlagen für Sachsen-Anhalt und die Testregion.....	140
11.2.3 Grundwasserflurabstände	141
11.2.4 Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020.....	142
11.2.5 Retrospektive Simulationen und Szenario-Modellierungen.....	142
11.2.6 Verwendete Trockenstressindikatoren im Vergleich zur Feuchtestufe des Standortskartierung	143
11.2.7 Auswahl von Klimaszenarien und -projektionen für den Harz	144
11.3 Ergebnisse.....	145
11.3.1 Trockenstressexposition der Baumarten in der Vergangenheit	145
11.3.2 Zukünftige Trockenstressexposition auf Basis der Klimaszenarien (Fichte).....	149
11.3.3 Zukünftige Trockenstressexposition anderer Baumarten im CA2-CLM RCP 8.5-Szenario	151
11.4 Diskussion.....	151
11.5 Literatur	154
12 Wasserhaushaltsmodellierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg	156
12.1 Einleitung.....	156

12.2 Methoden	157
12.2.1 Modellierung und Berechnung des Trockenheitsrisikos	157
12.2.2 Parametrisierung von Gelände- und Bodeneigenschaften	157
12.2.3 Tiefendiskretisierung	159
12.2.4 Stau- und Grundwassereinfluss	159
12.3 Ergebnisse	160
12.3.1 Durchschnittliche Jahresflüsse	162
12.3.2 Darstellung des Trockenheitsrisikos	164
12.3.3 Modellierung in Testgebieten	169
12.4 Diskussion	171
12.4.1 Durchschnittliche Jahresflüsse	171
12.4.2 Darstellung des Trockenheitsrisikos	173
12.4.3 Modellierung in Testgebieten	174
12.5 Fazit	176
12.6 Literatur	176
13 Folgen aufeinanderfolgender Trockenjahre für die Wasserverfügbarkeit in Wäldern	179
13.1 Einleitung	179
13.2 Methoden	180
13.2.1 Wasserhaushaltsmodellierung und Ansprache der Wasserhaushaltsstufe	180
13.2.2 Statistische Methoden	181
13.3 Ergebnisse	181
13.4 Diskussion	187
13.5 Zusammenfassung und Ausblick	188
13.6 Literatur	188

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 4.1: Vereinfachte Darstellung bei der Ableitung „Globaler Parametersätze“ für LWF-Brook90.	23
Abbildung 4.2: Berechnung des Volumen von Derbholz, Ästen und Zweigen als Rotationskörper einer Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials.	29
Abbildung 4.3: Schätzung der Humusmächtigkeit in Abhängigkeit von Geländewasserhaushalt und Nährstoffversorgung der niedersächsischen Standortskartierung bei einem langjährigen Mittel der Niederschlagsmenge von 700 mm. Die Ziffern beschreiben die folgenden Standorte: Moorstandorte: 31; Grundwasserstandorte: 32 (30-60 cm); 33 (60-100 cm); 34 (100-150 cm); 35 (> 150- ≈ 300 cm); die Zahlen in den Klammern beschreiben den mittleren Grundwasserstand der Vegetationszeit unter Geländeoberfläche. Stau- und grundwasserfreie Standorte: 40 (sehr frisch und nachhaltig frisch); 41 (frisch und vorratsfrisch); 42: (mäßig frisch); 43 (mäßig sommertrocken); 44 (trocken). Nährstoffversorgung: 2 (oligotroph); 3 (schwach mesotroph); 4 (gut mesotroph); 5 (euphor); 6 (sehr gut versorgt). Die Varianten kennzeichnen etwas bessere (+) und schlechtere (-) Standorte.	32
Abbildung 4.4: Visualisierung der Methodik der Sensitivitätsanalysen nach Hornberger & Spear (1981). Die obere Reihe (Dottyplots) zeigt die Werte der Zielfunktion über den jeweiligen Werten des Parameters. Die kummulativen Verteilungskurven (mittig) zeigen die Verteilung der Parameter in den besten 10% der Modellläufe (blaue Linie) gegenüber der Verteilung in den übrigen „schlechten“ Modellläufen (rote Linie). Die Tabelle (unten) beschreibt die Klassifikation auf Grundlage der statistischen Unterschiede. Dargestellt sind (von links nach rechts) die Parameter MXKPL, PSICR, MXRTLN und FXYLEM (Abkürzungen vgl. Tabelle 4.10; Abbildung verändert nach Morgenstern, 2015).	34
Abbildung 4.5: Lage und Hauptbaumart der Intensivmessflächen (links), Kenndaten zur Häufigkeit von Hauptbaumarten und Messgrößen (rechts oben) sowie Informationen zur Einbautiefe bodenhydrologischer Messwertgeber (Mitte) und Dauer der Messzeiträume (unten).	35
Abbildung 4.6: Skelett- und Niveaukorrektur des Wassergehalts am Beispiel des Messwertgebers in 40 cm Tiefe an der Fläche Flossenbürg.	36
Abbildung 4.7: Durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN).	37
Abbildung 4.8: Beispiele für Wasserspannungskurven verschiedener Bodenartengruppen: Messungen und Pedotransferfunktionen.	40
Abbildung 4.9: Modellgütekriterien der Evaluierung von Bestandesniederschlag (links), Matrixpotenzial (Mitte) und Wassergehalt (rechts).	42
Abbildung 5.1: Modellierte (blau) im Vergleich zu beobachteten (rot) Bodenwassergehalten (Θ) für den Buchenstandort Hesse (Frankreich).	55
Abbildung 5.2: Modellierte (blau) im Vergleich zu beobachteten (rot) Bodenwassergehalten (Θ) für den Oberboden in Bik (CZ, Fichte), Davos (CH, Fichte), Lanžhot (CZ, Eiche), Norunda (S, Kiefer), Stechlin (D, Buche) und Stitna nad Vlari (CZ, Buche).	56
Abbildung 5.3: Modellierte (grün) und gemessene (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Eichenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.	57
Abbildung 5.4: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Buchenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.	58
Abbildung 5.5: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Kiefernflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.	59
Abbildung 5.6: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Fichtenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.	59
Abbildung 5.7: Modellierte (grün) und saftflussbasierte Bestandestranspiration (rot) für die zwei Douglasienflächen bei Merzalben im SAPFLUXNET-Netzwerk (oben: Reinbestand; unten: Mischbestand mit ca. 68 % Douglasie).	60

Abbildung 5.8: Gemessene ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierte ($T_{MODJAHR}$) Jahrestranspirationssummen im Vergleich zu den jährlichen Niederschlagssummen (NI JAHR) der Messkampagnen an Buchen- und Eichenstandorten.	61
Abbildung 5.9: Gemessene ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierte ($T_{MODJAHR}$) Jahrestranspirationssummen im Vergleich zu den jährlichen Niederschlagssummen (NI JAHR) der Messkampagnen an Kiefern-, Fichten- und Douglasienstandorten.....	62
Abbildung 5.10: Häufigkeitsverteilung der Modellabweichung, ausgedrückt in % des Jahresniederschlags.....	62
Abbildung 5.11: Abhängigkeit der korrigierten gemessenen jährlichen Transpirationssumme ($T_{MESS, KORRJAHR}$) von Jahresniederschlag und Mitteltemperatur der Messjahre. Die Regressionsgerade links entspricht $T_{MESS, KORRJAHR} = 0.43 \text{ NI JAHR}$	63
Abbildung 5.12: Abhängigkeit der aus Saftflussdaten abgeleiteten mittleren jährlichen Transpirationssumme ($T_{mess, korr Jahr}$) von Bestandesalter und Bestandeshöhe	64
Abbildung 6.1: Jahressummen der Niederschläge in mm für die drei RCP-Szenarien in der Modellkombination MPI_CLM und die Gebiete Hamburg (HH, blau) und Nürnberger Land (NL rot-orange). Besonders im Süden Deutschlands werden die Niederschläge stark überschätzt.	73
Abbildung 6.2: Ausgangsdaten der Modellkombination MPI_CLM_HIS in Originalauflösung, -projektion und -einheiten (links) sowie das Ergebnis des Downscaling- und Adjustierungsprozesses (rechts) für das Gebiet des Harzes am Beispiel der langjährig gemittelten Niederschlagsjahressumme im Zeitraum 1961 bis 1990.	73
Abbildung 6.3: Ergebnisbeispiel der Regionalisierung für den 01.07.2053 im RCP-Szenario 2.6 und der Modellkombination MPI_CLM (links: Tagesmitteltemperatur, Mitte: Globalstrahlung, rechts: relative Luftfeuchtigkeit).	74
Abbildung 6.4: Bundesweite Jahresmittel der durchschnittlichen Tagesmitteltemperaturen in 0,1 °C für drei RCP-Szenarien und den historischen Lauf in der Modellkombination MPI_CLM.....	75
Abbildung 6.5: Langjährig gemittelte Niederschlagssummen (2051-2080, RCP 8.5) bei unterschiedlichen Modellkombinationen.	75
Abbildung 6.6: Langjährig gemittelte Tagesdurchschnittstemperaturen (2051–2080, RCP 8.5) bei unterschiedlichen Modellkombinationen.	75
Abbildung 7.1: Vereinfachte Einteilung von Trockenstressindices nach den erforderlichen Datengrundlagen (verändert und ergänzt nach Speich (2019). Die jeweiligen Abkürzungen sind in Tabelle 7.1 mit Anwendungsbeispielen aus der Literatur beschrieben.	80
Abbildung 7.2: Baumartenspezifische Verteilung der Baumhöhe in Abhängigkeit der Geländehöhe. In grau dargestellt sind die von der Analyse ausgeschlossenen Bäume, welche durch die höhenbedingte Wuchslimitierung nicht die nach der Wasserverfügbarkeit maximal mögliche Wuchshöhe erreichen.....	83
Abbildung 7.3: Baumhöhen der Eichen zwischen 85 und 95 Jahre in Abhängigkeit der untersuchten Trockenstressindikatoren. Jeweils in Rot dargestellt sind die höchsten drei Bäume der 20 einheitlichen Indikatorintervalle und die darauf basierende Regressionsfunktion samt Konfidenzintervallen und dem Anteil der erklärten Varianz.	84
Abbildung 7.4: Form der Regressionskurven durch die drei höchsten Bäume je Indikatorintervall, wobei die Baumart farblich und das Baumalter als Linientyp unterschieden werden.....	85
Abbildung 7.5: Das erklärende Potenzial der untersuchten Trockenstressindikatoren auf die maximale Wuchshöhe der einzelnen Baumarten. Boxplots umfassen jeweils die erklärte Varianz der sechs Altersgruppen von 65 bis 125 Jahre und zeigen den Median als dicken Strich. Mittelwerte sind zusätzlich auf das Prozent gerundet über dem jeweiligen Boxplot notiert.....	86
Abbildung 7.6: Darstellung des Zusammenhangs von Baumhöhe zum Transpirationsindex (T/T_p) der Fichtenstandorte (links) und zum Vergleich die mit einheitlichen Parametern kreierte normalverteilte Zufallsdaten (rechts). Über den Gruppen aufgetragen ist die Stichprobengröße der jeweiligen Klasse. Unten die Verteilung der Daten in den 20 Klassen als Boxplot. Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.....	88

Abbildung 7.7: Zusammenhang zwischen Baumhöhe und T/T_p bei Eiche, Kiefer und Buche im Alter von 85 bis 95 Jahren (oben). Boxplot-Darstellung der Subgruppen (unten). Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.....	89
Abbildung 8.1: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Neuberurteilung des Wasserhaushalts in der Standortkartierung.....	96
Abbildung 8.2: Lage, Geologie und Bodensubstrate im Landkreis Nürnberger Land.....	98
Abbildung 8.3: Durchschnittliche Jahresmitteltemperaturen (oben) und Jahresniederschlagssummen (unten) im Nürnberger Land.....	99
Abbildung 8.4: Zeitverlauf des pF-Werts für ein Staunässeprofil (Pelosol-Pseudogley) mit Sd-Horizont ab 43 cm Mineralbodentiefe.....	101
Abbildung 8.5: Einfluss von Grundwasser auf die Wasserhaushaltsmodellierung (links: schwach podsolierte Braunerde aus Sandsteinverwitterung; rechts: Braunerde aus Lössverwitterung über Braunerde-Terra-fusca). .	101
Abbildung 8.6: Modellierte Wasserhaushaltklassen (Trockenstressrisiko) im Nürnberger Land für die Klimanormalperioden 1961-1990 (links) und 1991-2020 (mitte) sowie das trockene Jahrzehnt 2011-2020 (rechts). ..	103
Abbildung 8.7: Vorschlag zur kombinierten Darstellung von Wasserhaushalt (Trockenstressrisiko), Staunässe und Grundwassereinfluss. Oben: Wasserhaushalt für alle Standorte mit entsprechender Unterteilung bei Staunässe und Grundwassereinfluss; Lage des Stauhorizonts nicht berücksichtigt. Unten: Grundwassereinfluss ungegliedert; Staunässe unterteilt gemäß Lage des stauenden Horizonts: 60-90 cm Tiefe (schwach), 30-60 cm (mittel), 0-30 cm (stark);Trockenstressrisiko (Wasserhaushalt) nur für nicht hydromorphe Standorte.	105
Abbildung 8.8: Einfluss von Temperatur, Niederschlag, nutzbarer Feldkapazität und Relief auf die an den bayerischen BWI-Punkten modellierten Wasserhaushaltklassen (von 0: sehr trocken bis 6: sehr frisch).	106
Abbildung 8.9: Modellierte Wasserhaushaltklasse (Bezugsraum 1961-2020) und Oberhöhen-Index der bayerischen BWI-Punkten. Die Buchstaben a-d bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen Wasserhaushaltklassen (gleiche Buchstaben: Unterschied nicht signifikant).	106
Abbildung 9.1: Wasserhaushaltklassen für das Bundesland Bayern für vier 30jährige Zeiträume seit 1961. Aus der zeitlichen Abfolge von links nach rechts lässt sich erkennen, dass sich die Wasserversorgung der Waldstandorte über den Zeitraum sukzessive verschlechtert.....	115
Abbildung 9.2: Wasserhaushaltklassen für das Bundesland Bayern für zwei Klimanormalperioden (1961-1990 und 1991-2020) und die Karte der Änderungen (rechts) zwischen den beiden Perioden. Auf 61 % der Waldfläche hat sich die Wasserversorgung zwischen den beiden Zeiträumen verschlechtert.	115
Abbildung 9.3: Wasserhaushaltklassen im Landkreis Nürnberger Land für den Zeitraum 1991-2020 (links) und für den Zeitraum 2071-2100. Die drei rechten Abbildungen unterscheiden sich in der Ausprägung der Klimaveränderungen und stellen die drei RCPs 2.6, 4.5 und 8.5 dar. Das globale Klimamodell (MPI) und dessen Ansatz zur Regionalisierung (CLM) sind für die drei Szenarien identisch.	117
Abbildung 9.4: Wasserhaushaltklassen im Landkreis Nürnberger Land für den Zeitraum 1991-2020 (links) und für den Zeitraum 2071-2100 dreier unterschiedliche Klimamodellkombinationen im RCP 8.5.	117
Abbildung 9.5: Transpirationsindex für den Landkreis Nürnberger Land im Sommer 2022. Die Zeitreihe zeigt den über die Fläche gemittelten Transpirationsindex (T/T_p) für den Landkreis. Die drei Karten zeigen T/T_p für drei ausgewählte Tage des Sommers 2022. Der 17.August 2022 war der Tag mit dem niedrigsten Wert für T/T_p in dem Jahr.	118
Abbildung 10.1: Expertenbasierte Aggregierung der sechs zu einem niedersächsischen Standortstyp vorliegenden Bodenprofile zu einem Leitprofil (rechts), das eine typische Horizontabfolge, typische Horizontmächtigkeiten und auf dieser Basis gemittelte bodenphysikalische Eigenschaften aufweist (Ahrends et al., 2017).....	124
Abbildung 10.2: Beispiele für Standortstypen der niedersächsischen Standortskartierung und die ihnen zugeordneten Leitprofile (Ahrends et al., 2017).	125

Abbildung 10.3: Jahresdurchschnittstemperatur (°C, links) und mittlerer Jahresniederschlag (mm, rechts) der 5 verschiedenen Klimaszenarien als 10-jähriger gleitender Mittelwert im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben für die Waldstandorte im Harz (Niedersachsen), inklusive des stark abweichenden Niveaus der Jahre 2018-2020.....	126
Abbildung 10.4: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei Fichtenbestockung im niedersächsischen Harz in der Periode 1961 – 1990 (links), in der aktuellen Klimanormalperiode 1991 – 2020 (Mitte) und in den Trockenjahren 2018 – 2020 (rechts).....	128
Abbildung 10.5: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei Fichtenbestockung im niedersächsischen Harz in der Periode 2021 – 2050, modelliert auf Basis der Projektionen MPI-CLM RCP4.5 (links), MPI-CLM RCP8.5 (Mitte) und ECE-RAC RCP8.5 (rechts).....	129
Abbildung 10.6: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei Fichtenbestockung im niedersächsischen Harz, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Perioden 2021 – 2050 (links), 2051 – 2080 (Mitte) und 2081 – 2100 (rechts).....	129
Abbildung 10.7: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen im niedersächsischen Harz im Zeitraum 2051 - 2080, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Baumarten Buche (links), Kiefer (Mitte) und Douglasie (rechts).....	130
Abbildung 10.8: Karte der Wasserhaushaltzzahlen (Tieflandschema) von Waldstandorten im Fuhrberger Feld.. 31: Moorstandorte (Hoch-, Übergangs-, Nieder-, Quell-, Bruchmoore), (Grund-)wasserstand 0 cm unter Geländeoberfläche (uGOF); 32: sehr stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ø 40 cm uGOF in der Vegetationszeit (idV); 33: stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ø 80 cm uGOF idV; 34: mäßig grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ø 130 cm uGOF idV; 35: schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ø 200 cm uGOF idV; 37: schwächer wechselfeuchte bis kaum frische Standorte des Tieflands; 38: stärker wechselfeuchte bis staufeuchte Standorte; 41: Frische und vorratsfrische Standorte; 42: Mäßig frische Standorte; 43: mäßig sommertrockene Standorte; 44: Trockene (sommertrockene) Standorte.....	131
Abbildung 10.9: Mittlerer, auf die Vegetationsperiode bezogener Transpirationsquotient ($T_{ratio} = T/T_{pot}$) der Waldstandorte im Fuhrberger Feld bei Kiefernbestockung für den Zeitraum 1961 – 2020, links ohne und rechts mit nachträglicher Korrektur für den kapillaren Aufstieg.....	132
Abbildung 10.10: Typische Trockenstressdauern für die Frischestufen terrestrischer Böden im Bergland (links – BL1-BL5) und im Tiefland (rechts – TL1-TL4 und grundwasserbeeinflusste Standorte: TL_GW) in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 (blau) und – basierend auf der CA2-CLM RCP8.5-Projektion - in der Zeitscheibe 2081 – 2100 (rot). Die Berechnungen wurden für die jeweils typischen Baumarten Fichte (Bergland) und Kiefer (Tiefland) in den Testregionen niedersächsischer Harz und Fuhrberger Feld durchgeführt. Die schwarzen Rauten geben den Median der vorkommenden WHzv in jeder Frischestufe an.....	133
Abbildung 11.1: Schluffanteile in den Waldböden im Harz (Sachsen-Anhalt), aggregiert für die obersten 100 cm des Mineralbodens	140
Abbildung 11.2: Nutzbare Feldkapazität aller Waldstandorte in Sachsen-Anhalt auf Basis der standortsweise abgeleiteten Bodenprofile (a) und für jeden Waldstandort berechnete Grundwasserflurabstände (b), abgeleitet aus der Standortskartierung und der vorläufigen Bodenkarte für Sachsen-Anhalt (VBK 1:50.000).	141
Abbildung 11.3: Mittlerer jährlicher Transpirationsquotient (links) und maximale Dauer von Trockenstressperioden mit weniger als 40 % pflanzenverfügbarem Bodenwasser (rechts) im Harz (Sachsen-Anhalt) für den Simulationszeitraum 1961-2018. Der Kreis markiert ein Beispielgebiet am Oberlauf der Wipper.	143
Abbildung 11.4: Feuchtestufen der Standortskartierung Sachsen-Anhalts für die Testregion Harz (Sachsen-Anhalt). Sie setzen sich aus einer Feuchtegruppierung (Buchstabe) und der jeweils zugehörigen Feucheziffer (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 (Tl: geschütztere frischere, Tll: ungeschütztere trockenere) und sehr trockene 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. Der Kreis markiert in Abbildung 11.3 und Abbildung 11.4 jeweils dasselbe Beispielgebiet am Oberlauf der Wipper.	144
Abbildung 11.5: Jahresdurchschnittstemperatur (°C, links) und mittlerer Jahresniederschlag (mm, rechts) der 5 verschiedenen Klimaszenarien als 10-jähriger gleitender Mittelwert) im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben im Harz (Sachsen-Anhalt), inklusive des stark abweichenden Niveaus der Jahre 2018-2020.	145
Abbildung 11.6: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für die Waldstandorte im Harz (Sachsen-Anhalt) bei Bestockung mit Fichte für die Klimanormalperiode 1961 – 1990 (links) bzw. 1991-2020 (rechts).	146
Abbildung 11.7: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei Bestockung mit Fichte für die Jahre 2018 - 2020.	146
Abbildung 11.8: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für Buche (links) bzw. Eiche (rechts) in der Klimanormalperiode 1961-1990.....	147
Abbildung 11.9: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für Buche (links) bzw. Eiche (rechts) in der Klimanormalperiode 1991-2020.....	147
Abbildung 11.10: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Buche (links) und Eiche (rechts) in den Jahren 2018-2020.	147
Abbildung 11.11: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in der Klimanormalperiode 1961-1990	148
Abbildung 11.12: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in der Klimanormalperiode 1991-2020.....	148
Abbildung 11.13: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in den Jahren 2018-2020.	148
Abbildung 11.14: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart Fichte auf Basis des MPI-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (links) und 2051-2080 (rechts).....	149
Abbildung 11.15: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart Fichte auf Basis des ECE-RAC RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (links) und 2051-2080 (rechts).....	150
Abbildung 11.16: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart Fichte auf Basis des CA2-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben links), 2051-2080 (oben rechts) und 2081- 2100 (unten links)..	150
Abbildung 12.1: Lokale Gliederung der Standortskartierung in Baden-Württemberg.....	156
Abbildung 12.2: Schematische Darstellung der Methodik der Regionalisierung der Bodeneingangsdaten. Eigene Darstellung mit angepassten Abbildungen aus Zirlewagen (2021), LGRB (2016) und Hartmann et al. (2016).	159
Abbildung 12.3: Räumliche Verteilung aggregierter Bodentypenklassen nach LGRB (2016) (links) und modellierte nFK im Wurzelraum nach Methodik in 12.2.2 (rechts).....	161
Abbildung 12.4: Räumliche Verteilung von mittlerer Lufttemperatur (oben) und Niederschlagssumme (unten) im langjährigen Mittel der zwei historischen Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020, sowie von 2010 bis 2020.	162
Abbildung 12.5: Räumliche Darstellung der durchschnittlichen Jahresflüsse in mm der Wasserbilanzgrößen für Fichten (1961-2020).....	163
Abbildung 12.6: Im 250 m-Raster modellierte Wasserhaushaltsstufen für den Zeitraum 1961-2020 (links) und Anteil der jeweiligen Wasserhaushaltsstufe an der Gesamtwaldfläche (rechts).....	164
Abbildung 12.7: Modellierung der transpirationsbasierten Wasserhaushaltsstufen für die KNPs 1961-1990 und 1991-2020 und den Zeitraum 2010-2020 im 250 m-Raster. Säulendiagramme: Anteil der Wasserhaushaltsstufen an der Landeswaldfläche (Legende vgl. Abbildung 12.6).	165

Abbildung 12.8: Auswirkung der RCP-Szenarien auf die modellierten Wasserhaushaltsstufen im MPI_CLM-Ensemble. Farbgebung identisch zu Abbildung 12.5, abgebildet jeweils gemittelt die nähere (2021-2050, oben) und die fernere (2051-2080, unten) zukünftige KNP.	167
Abbildung 12.9: Effekt unterschiedlicher Kombinationen von globalen und regionalen Zirkulationsmodellen (ECE_RAC, links; MPI_CLM, Mitte; CA2_CLM, rechts) auf die modellierten Wasserhaushaltsstufen für RCP8.5. Farbgebung identisch zu Abbildung 12.5, abgebildet jeweils gemittelt die nähere (2021-2050, oben) und die fernere (2051-2080, unten) zukünftige KNP.	167
Abbildung 12.10: GAM-Glättungskurven der signifikante Inputgrößen auf die Wasserhaushaltsstufe auf der Landeswaldfläche; oben links: klimatische Eingangsgrößen, oben rechts: Reliefparameter, unten: Bodeneigenschaften.	168
Abbildung 12.11: Lage (Mitte) und topographische Darstellung der Testgebiete „Rheinaue“ (links) und „Alb“ (rechts)	169
Abbildung 12.12: Modellierte Wasserhaushaltsstufen im historischen Zeitraum (links) und terrestrische Wasserhaushaltsstufen der Standortskartierung (rechts) im Testgebiet „Alb“. Kleine stau- und grundwassergeeinflusste Bereiche der Kartierung wurden für eine bessere Übersichtlichkeit ausgespart.	170
Abbildung 12.13: Modellierte Wasserhaushaltsstufen im historischen Zeitraum (links) und Wasserhaushaltsstufen der Standortskartierung (Mitte) im Testgebiet „Rheinaue“. Rechts dargestellt die nach Hydromorphie unterteilten Bodentypenklassen der GeoLa (LGRB, 2016).	171
Abbildung 13.1: Werteverteilung für Jahresmitteltemperatur (links) und Jahresniederschlagssumme (Mitte) (Violindiagramm mit Boxplot-Überlagerung) und der berechneten Transpirationsindizes (T/T_p) (rechts) (Violindiagramm mit Mittelwert und Standardabweichung) während der Klimanormalperioden 1961-1990 (KP1), 1991-2020 (KP2) und der Trockenjahre 2018 (P2018), 2019 (P2019), 2020 (P2020).	182
Abbildung 13.2: Alluvial-Diagramm zur Darstellung der Veränderung der Belegung von Wasserhaushaltklassen in den verschiedenen Untersuchungszeiträumen (KP1: Klimaperiode 1961-1990; KP2: 1991-2020; P2018: Jahr 2018; P2019: Jahr 2019; P2020: Jahr 2020). 1_SF: sehr frisch; 2_FR: frisch; 3_ZF: ziemlich frisch; 4_MF: mäßig frisch; 5_MT: mäßig trocken; 6_TR: trocken; 7_ST: sehr trocken.	182
Abbildung 13.3: Effekte der Exposition (obere Reihe) und der Hangneigung (untere Reihe) auf den Transpirationsindex (TI) in den Trockenjahren 2018, 2019 und 2020.	184
Abbildung 13.4: Lage der betrachteten Standortseinheiten (schwarze Punkte) und partielle Effekte der nutzbaren Feldkapazität (hier wurden aufgrund der Lesbarkeit die schwarzen Punkte nicht eingezeichnet) und der Sommerniederschlagssumme (Mai-Oktober) (obere Reihe) und partielle Effekte der Jahresmitteltemperatur und der Jahresniederschlagssumme (untere Reihe) auf den Transpirationsindex (T/T_p) in den Jahren 2018, 2019 und 2020. Um den trockenen Bereich besser ergründen zu können, wurden Jahresniederschlagssummen > 1500 mm und Sommerniederschläge > 1000 mm nicht dargestellt.	184
Abbildung 13.5: Werteverteilung für die Sommerniederschlagssumme (Mai-Oktober) (links) und die Winterniederschlagssumme (November bis April) (rechts) (Violindiagramm mit Boxplot-Überlagerung) während der Trockenjahre 2018 (P2018), 2019 (P2019), 2020 (P2020). Die Farbintensität beschreibt das relative Niveau der Mediane innerhalb der Variablen (Sommer- und Winterniederschlag).	185
Abbildung 13.6: Gegenüberstellung des mittleren Transpirationsindex T/T_p und des mittleren Bodenwasserdefizits im April (Mineralboden bis 1 m; negative Werte bedeuten trockenere Verhältnisse) für die Traktecken der bayerischen BWI-Trakte (weitere Erläuterungen im Text).	185
Abbildung 13.7: Effekt des Bodenwasserdefizits im April (negative Werte bedeuten trockenere Verhältnisse) auf den Transpirationsindex T/T_p für die Traktecken der bayerischen BWI-Trakte im generalisierten additiven Modell (Formel 13.2). Obere Reihe: Beispieljahre mit geringer Transpirationseinschränkung; untere Reihe: die Trockenjahre 2018 bis 2020.	186

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1: Variablen zur Berechnung der mittleren Dauer täglicher Niederschlagsereignisse nach Formel 4.1. Die Parameter b_0 , b_1 , b_2 und b_3 werden für alle 12 Monate konstant verwendet.....	24
Tabelle 4.2: Blattleitfähigkeit relevanter Baumarten aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).....	26
Tabelle 4.3: Blattleitfähigkeit relevanter Baumgattungen aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018)	26
Tabelle 4.4: Mittelwert (Median in Klammern) und Wertebereich der spezifische Blattflächen in m^2 projizierte Fläche pro kg Blattmasse.	28
Tabelle 4.5: Parameter zur Berechnung der Blattfläche von Einzelbäumen aus spezifischer Blattfläche (SLA in $\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$), BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.4 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaike's Informationskriterium; R^2 = Bestimmtheitsmaß; $R^2_{\text{adj.}}$: adjustiertes R^2).	28
Tabelle 4.6: Parameter zur Berechnung der Mantelfläche in m^2 von Stamm und Krone (Äste und Zweige ohne Nadeln/Blätter) aus BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.12 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaike's Informationskriterium; R^2 = Bestimmtheitsmaß; $R^2_{\text{adj.}}$: adjustiertes R^2).	30
Tabelle 4.7: Vergleich der Rindenoberfläche von Einzelbäumen bei der Modellparametrisierung nach Formel 4.12 und Tabelle 4.6 für Buche (B), Eiche (E), Fichte (F), Kiefer (K) mit Literaturwerten (Lit) von Laub- und Nadelbäumen im Osten der USA.	31
Tabelle 4.8: Blattflächenindex (LAI) und Rindenoberflächenindex (SAI) in m^2 projizierte Blattflächen pro m^2 Bodenoberfläche aus Streufallmessungen und Berechnungen nach Tabelle 4.6 und Formel 4.13 für Versuchsflächen des intensiven forstlichen Monitorings und Ertragstafeln sowie die daraus abgeleiteten Werte für Standardbestände.	31
Tabelle 4.9: Lage- und standortspezifische Parameter in LWF-Brook90.	38
Tabelle 4.10: Neuzusammenstellung der baumartenspezifischen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).	38
Tabelle 4.11: Neuzusammenstellung der allgemeinen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).	39
Tabelle 4.12: Anpassungsgüte direkt gefitteter (Fit) und mit verschiedenen Pedotransferfunktionen ermittelter Wasserspannungskurven nach Bodenartengruppe (R^2_{gew} : gewichtetes Bestimmtheitsmaß nach Formel 4.3, RMSE: Quadratwurzelfehler)	40
Tabelle 4.13: RMSE für direkt gefittete (Fit) und mit Pedotransferfunktionen ermittelte Beziehungen des Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) in cm pro Tag (Anzahl der analysierten Bodenproben in Klammern).....	41
Tabelle 4.14: Ranking der 18 sensitivsten Parameter in LWF-Brook90.....	41
Tabelle 5.1 Bestandeseigenschaften, Messverfahren und Klimadaten der Messjahre. Dargestellt sind Baumart, Anteil an der Grundfläche des Bestandes, Bestandesalter, Bestandeshöhe, Stammzahl pro Hektar, Blattflächenindex (LAI), Messmethode (HB = Heat Balance, TD = Thermal Dissipation), durchschnittlicher Jahresniederschlag (NI Jahr) und Jahresdurchschnittstemperatur (TE Jahr) der Messjahre.....	54
Tabelle 5.2: Für die Baumarten aus Leitfähigkeitsdaten abgeleitete GLMAX-Parameter.....	56
Tabelle 5.3: Jahresdurchschnittswerte der Bestandestranspiration des Messzeitraums und des ganzen Jahres. Dargestellt sind die jährlichen Summen der im Messzeitraum erhobenen Rohmessergebnisse ($T_{\text{MESS, ROH}}$), der korrigierten Messwerte ($T_{\text{MESS, KORR}}$) und der für den Messzeitraum modellierten Werte (T_{MOD}) der Bestandestranspiration, das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Rohmessergebnisse und täglichen modellierten Werte, und der Modellbias. Die letzten beiden Spalten zeigen die aufs Jahr extrapolierten und aufsummierten Messwerte ($T_{\text{MESS, KORRJAHR}}$) und modellierten Werte (T_{MODJAHR}) der Bestandestranspiration.....	61

Tabelle 5.4: Mittlerer relativer Vorhersagefehler für die Baumarten ($VF_{Baumart} \pm$ Standardabweichung in %-Punkten) in Abhängigkeit von der Größenwahl für GLMAX. GLMAX Standard entspricht den Werten in Tabelle 5.2, GLMAX minimal und GLMAX maximal liegen um 33% darunter bzw. darüber.....	61
Tabelle 5.5: Baumartunterschiede der maximalen je Baumart festgestellten jährlichen Transpirationssumme der SAPFLUXNET-Bestände. Die maximale Transpirationssumme wird als Absolutwert für jedes der drei Verfahren (korrigierte Messwerte $T_{MESS, KORRJAHR}$; unkorrigierte Messwerte $T_{MESS, ROHJAHR}$; modellierte Werte $T_{MODJAHR}$) in mm angegeben und darunter als Anteil am jeweiligen Jahresniederschlag (NI JAHR).	63
Tabelle 6.1: Übersicht über die regionalisierten Klimagrößen, ihre jeweiligen Benennungen und Einheiten.....	70
Tabelle 6.2: Datenmenge für den historischen Kontrolllauf und die drei RCP-Szenarien 2.6, 4.5 und 8.5 in der Modellkombination MPI_CLM.	77
Tabelle 7.1: Abkürzungen, Erläuterungen und Anwendungsbeispiele der in Abbildung 7.1 angeführten Trockenstressindikatoren.....	80
Tabelle 8.1: Bestimmung der Wasserhaushaltsziffer in der bayerischen Standortskartierung nach Foerst (1974). Die Einteilung der Bodenart folgt den Vorgaben der Bödenabschätzung in der Landwirtschaft (BayLfSt, 2009).	94
Tabelle 8.2: Beispiele für unterschiedlichen Regeln zur Ansprache des Wasserhaushalts im bayerischen Staatswald. Die Anzahl der Tage bezeichnet die Länge der niederschlagsfreien Periode, die bei der vorgegebenen Tagestranspiration nicht zu Trockenstress führt.	95
Tabelle 8.3: Standortskartierung in Bayern: dreiziffriges System (Arbeitskreis Standortskartierung 2016).	97
Tabelle 8.4: Ableitung der Wasserhaushaltssklassen aus der Anzahl theoretischer Trockenjahre und dem daraus abgeleiteten mittleren Verhältnis von tatsächlicher und potenzieller Transpiration T/T_p	100
Tabelle 8.5: Vorschlag einer Farbgebung für die Darstellung des Standortswasserhaushalts im RGB Schema.	102
Tabelle 8.6: Durchschnittliche modellierte Wasserflüsse (mm pro Jahr) im Nürnberger Land für die Klimanormalperiode 1991-2020.....	102
Tabelle 8.7: Verschiebung der Flächenverteilung von Wasserhaushaltssklassen im Nürnberger Land mit dem Klimawandel.....	103
Tabelle 9.1: Eingangsdaten und Klasseneinteilung zur Erstellung der Standortseinheiten für die Wasserhaushaltssmodellierung in BaSIS.	113
Tabelle 9.2: Prozentualer Flächenanteil der Wasserhaushaltssklassen für das Bundesland Bayern über verschiedene Zeiträume in der Vergangenheit.	116
Tabelle 9.3: Auswirkung verschiedener Klimaszenarien auf die Flächenanteile (in %) der Wasserhaushaltssstufen im Nürnberger Land.	116
Tabelle 10.1: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion.....	132
Tabelle 10.2: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im Harz für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion	135
Tabelle 11.1: Berechnete Ausgabegrößen für jedes Standortspolygon je Baumart und Zeitscheibe.....	142
Tabelle 11.2: Mittlere jährliche Maximaldauer von Trockenstressphasen als Mittelwert aller Standorte im Harz (Sachsen-Anhalt) für die jeweiligen Zeitscheiben.	152
Tabelle 12.1: Grenzwerte für transpirationsbasierte Wasserhaushaltssstufen auf Grundlage des Trockenheitsrisikos. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.....	157
Tabelle 12.2: Herleitung der stauwassergeprägten Wasserhaushaltssstufen über die Definitionen der Standortskartierung Baden-Württemberg. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.....	160

Tabelle 12.3: Herleitung der grundwassergeprägten Wasserhaushaltsstufen über die Definition der Standortskartierung Baden-Württemberg. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.....	160
Tabelle 12.4: Mittelwert der Wasserbilanzgrößen auf der Landeswaldfläche für die vier baumartspezifischen Parametrisierungen, jeweils als Absolutwert und als prozentualer Anteil des Niederschlags.....	163
Tabelle 12.5: Ausprägung der Klimagrößen Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode und Jahresmitteltemperatur als Mittelwert der KNPs in den unterschiedlichen Klimaszenarien, sowie in den regionalisierten historischen Daten.....	166
Tabelle 13.1: Für die statistische Auswertung verfügbare Variablen für 843963 bayerische Waldstandorte. Das Subskript UZR beschreibt die Untersuchungszeiträume: KP1: Klimanormalperiode 1961-1990; KP2: Klimanormalperiode 1991-2020; die Trockenjahre 2018; 2019; 2020; Winter- (November bis April) und Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).....	180
Tabelle 13.2: Ableitung der Wasserhaushaltklassen aus der Anzahl der modellierten Trockenjahre und dem daraus abgeleiteten mittleren Verhältnis (T/T_p) von tatsächlicher (T) und potenzieller Transpiration (T_p).....	180
Tabelle 13.3: Geschätzte Koeffizienten und statistische Kenngrößen der Modelle (vgl. Formel 13.1) zur Abschätzung des Transpirationsindex (T/T_p) für die Jahre 2018, 2019 und 2020. (Est. = geschätzter Parameterwert, SE = Standardfehler, edf = effektive Freiheitsgrade).....	183

1 Danksagung

Wolfgang Falk, Henning Meesenburg, Heike Puhlmann, Jürgen Böhner

An dieser Stelle möchten wir uns herzlichst bei allen bedanken, die am Verbundvorhaben „Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel WHH-KW“ beteiligt waren, es unterstützt oder auch interessiert verfolgt haben. Die umfangreichen Arbeiten – sowohl an Monitoringstandorten, als auch in der Fläche – wären ohne die Hilfe und Diskussionen vieler Akteure aus der Wissenschaft und der forstlichen Praxis nicht möglich gewesen.

Unser besonderer Dank gilt Herrn Dr. Wendelin Weis, der mit seiner Vision, die länderspezifischen Standortskartierungsverfahren bundeslandübergreifend und abgestimmt durch die Dimension der Zeit zu erweitern, ein wesentlicher Initiator des Projektes war.

Das Projekt konnte nur mithilfe einer umfänglichen Förderung realisiert werden, welche die Bundesministerien für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im Rahmen des Waldklimafonds (www.waldklimafonds.de) bereitstellten (FKZ: 22WK414101, 22WK414102, 22WK414103, 22WK414104). Unser Dank richtet sich genauso an die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), die als Projektträgerin die Arbeiten des Verbundvorhabens interessiert begleitet, unbürokratisch betreut und alle während des Projektablaufs notwendigen Nachjustierungen zeitnah und den Projekterfordernissen gemäß umgesetzt hat.

Für die weitreichenden Bereitstellungen von Daten aus dem Messnetz des Intensiven Waldmonitorings unter ICP Forests (Level II) und die enge Zusammenarbeit bei Aufbereitung, Harmonisierung, Prüfung und Korrektur möchten wir den Bearbeiter*innen und Vertreter*innen der jeweiligen Landeseinrichtungen herzlich danken: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt – Dr. Markus Wagner, Birte Scheler, Heike Fortmann, Johannes Sutmöller, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft – Dr. Stephan Raspe, Dr. Lothar Zimmermann, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg – Andrea Hölscher.

Weitere für die Modellparametrisierung äußerst wertvolle Daten wurden von Wissenschaftler*innen der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Axel Göttlein der Technischen Universität München zur Nutzung überlassen. Besonders danken möchten wir auch den Autoren der SAPFLUXNET-Datenbank, durch deren umfangreiche Daten zur Transpiration von Waldbeständen eine große Kenntnislücke im Wasserhaushalt von Wäldern zumindest teilweise geschlossen werden konnte. Die für die Projektarbeit unverzichtbaren meteorologischen Stationsdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) und die Geoinformationen der länderspezifischen Standortskartierungen von den jeweiligen Landeseinrichtungen zur Verfügung gestellt.

Von Seiten der Forstpraxis haben uns in Bayern der Verein für forstliche Standortserkundung im Privat- und Körperschaftswald e.V., die Bayerischen Staatsforsten sowie die Forstbetriebsgemeinschaft (FBG) Nürnberger Land w.V. mit Daten und konstruktiven Rückmeldungen unterstützt. Der wertvolle Austausch erfolgte in Coronazeiten digital mit der FBG Nürnberger Land und den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Regen, Fürth-Uffenheim, Schweinfurt, Krumbach, Roth-Weißenburg und Regensburg-Schwandorf. In Baden-Württemberg wurden die Arbeiten intensiv vom Verein Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung e.V. unterstützt und begleitet.

Und natürlich gilt der Dank auch den Projektbearbeiterinnen und Bearbeitern, die mit enormem Engagement die Ergebnisse des vorliegenden Bandes erarbeitet haben und diese hier als jeweilige Kapitelautoren vorstellen.

2 Vorwort

Wolfgang Falk, Bernd Ahrends, Jürgen Böhner, Stefan Fleck, Raphael Habel, Henning Meesenburg, Heike Puhlmann, Wendelin Weis

Die Forstwirtschaft ist wie kaum ein anderer Wirtschaftszweig von Umweltbedingungen abhängig und daher auch besonders von den bereits eingetretenen und zu erwartenden klimatischen Veränderungen betroffen. Die in den aktuellen Waldzustandsberichten dokumentierte deutliche Erhöhung der mittleren Kronenverlichtungen und der jährlichen Absterberaten zeigen die direkten Auswirkungen der aufeinanderfolgenden Trockenjahre seit 2018. Das schon von Wilhelm Pfeil (1783-1859) formulierte „eiserne Gesetz des Örtlichen“, nach dem der Standort entscheidend für den waldbaulichen Erfolg ist, behält seine Gültigkeit, gerade wenn sich der Standortsfaktor Wasserhaushalt verändert. Waren es in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts vor allem die hohe Dynamik der atmosphärischen Stoffeinträge und der CO₂-Konzentrationen, die die Produktions- und Schutzfunktionen unserer Waldökosysteme stark beeinflusst haben, so dominieren heute klimatische Extreme (Hitze, Dürre, Sturm) und mit diesen eng verbundene biotische Schadereignisse (Insekten, Pilze). Insbesondere bei der Wiederbewaldung der umfangreichen Schadflächen muss die Forstplanung fundierte Entscheidungen hinsichtlich der Baumartenwahl und Bewirtschaftung treffen. Unverzichtbare Entscheidungshilfen sind dabei räumlich explizite Informationen zum Standort und zum Klima. Da es sich bei Wäldern um mehrjährige Kulturen handelt, müssen bei der Baumartenwahl auch die möglichen klimatischen Veränderungen während der forstlichen Umtriebszeit berücksichtigt werden. Klimaprojektionen liefern keine exakte Vorhersage, sondern zeigen lediglich mögliche zukünftige Entwicklungen auf. Entsprechend sollten die Unsicherheiten der Klimaprojektionen bei der Formulierung von Handlungsempfehlungen und möglichen Anpassungsstrategien einbezogen werden.

Eine wichtige Grundlage für die Beurteilung forstlicher Standorte ist eine Einschätzung des Wasserhaushalts hinsichtlich Trockenstress und Staunässe. Dieser, lange Zeit als nahezu konstant angesehene Standortsfaktor, muss geänderte Klimabedingungen und ihre Auswirkungen auf die Wasserversorgung berücksichtigen, um auch in Zukunft als hilfreiche Grundlage für eine standortgerechte Baumartenwahl dienen zu können. Die ursprünglich analogen und heute überwiegend digitalisierten räumlich expliziten Standortsinformationen benötigen also eine weitere Dimension, die Zeit. Das Verbundvorhaben „Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel“ hat sich genau dieser Aufgabe gewidmet: der Dynamisierung der Ansprache des Wasserhaushalts in Standortsinformationssystemen unter Berücksichtigung von Klimaszenarien. Kern des Ansatzes waren zum einen die Erstellung von räumlich (250 m x 250 m) und zeitlich (täglich) hoch aufgelösten Klimadaten für Vergangenheit und Zukunft (Szenarien). Zum anderen wurde ein dynamisches Wasserhaushaltsmodell (hier LWF-Brook90) mit Hilfe eines großen Validierungsdatensatzes der beteiligten Projektpartner parametrisiert und plausibilisiert sowie unter Einbeziehung der jeweiligen Standortsinformationssysteme der beteiligten Bundesländer für die flächenhafte Modellierung angewendet. Initiativen zur Modellierung des Wasserhaushalts von Waldgebieten wurden in den letzten Jahren und Jahrzehnten in den einzelnen Versuchsanstalten immer wieder unternommen. Limitierend waren neben fehlenden quantitativen Bodeninformationen aus der forstlichen Standortskartierung die räumliche Auflösung der Klimadaten, die verfügbaren Rechenkapazitäten und eine Modellparametrisierung, die eine unkalibrierte Übertragung der Modellergebnisse auf die Fläche erlaubt. Durch enorme Fortschritte in allen aufgeführten Bereichen, aber auch in der durch zahlreiche Verbundvorhaben erprobten Zusammenarbeit der forstlichen Forschungs- und Versuchsanstalten konnten die ambitionierten Ziele erreicht werden. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen der wiederholten Trockenjahre seit 2018 in Deutschland mit Blick auf den Standortsfaktor Wasserhaushalt und die Möglichkeit für tagesaktuelle Berechnungen der Bodenfeuchte aus Witterungsvorhersagedaten untersucht.

Der hier vorliegende forstliche Forschungsbericht soll die im Projekt entwickelten bzw. verwendeten Methoden sowie die erzielten Ergebnisse ausführlich darstellen und damit die Möglichkeit eröffnen, die im Projekt erarbeiteten Ansätze für weitere Nutzende zugänglich zu machen. Die beteiligten Projektpartner – die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) sowie die Universität Hamburg, Abteilung Physische Geographie, Institut für Geographie – wollen hiermit zu Nachahmung, Datennutzung, Diskussion und Zusammenarbeit einladen, um den Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen auch unter sich stark ändernden Bedingungen nutzen und weitere Schritte bei der Implementierung in die waldbauliche Planung gehen zu können.

3 Zielsetzung und Zusammenfassung

Wolfgang Falk, Bernd Ahrends, Jürgen Böhner, Stefan Fleck, Raphael Habel, Henning Meesenburg, Heike Puhlmann, Wendelin Weis

3.1 Zielsetzung

Das in diesem Forschungsbericht vorgestellte Projekt „Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel“ (WHH-KW) hatte das Ziel, die Wasserhaushaltsansprache in Standortskunde und Standortskartierung mit Hilfe von deterministischen Wasserhaushaltsmodellen wirklichkeitsnah, räumlich hochauflöst und dynamisch in Bezug auf den Klimawandel abzubilden. Für das Projekt förderliche Vorarbeiten zur Digitalisierung und Homogenisierung der Standortskarten der beteiligten forstlichen Partner über größere geographische Gebiete waren in vielen Bereichen bereits erfolgt und wurden in verschiedenen Forschungsprojekten weiterentwickelt. Die Ableitung flächig darstellbarer Stressindikatoren des Wasser- und Lufthaushalts für die nach Vorkommen häufigsten Baumarten Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und der in der Forstwirtschaft viel beachteten Douglasie dient zur Bewertung der aktuellen und zukünftigen Anbaueignung wichtiger Baumarten unter veränderten Klimabedingungen und ist damit Grundlage für eine risikoarme Forstwirtschaft.

Folgende Schritte wurden dafür bearbeitet:

- Standorts- und baumartenspezifische Parametrisierung eines bundesweit einheitlich genutzten Wasserhaushaltsmodells (LWF-Brook90) inklusive einer umfassenden Meta-Analyse zu den Modellparametern. Fokussierung auf die Modellparameter, die durch Sensitivitätsanalysen als besonders relevant identifiziert wurden. Validierung anhand von Messdaten des forstlichen Umweltmonitorings (Kapitel 4)
- Nutzung von Xylemsaftflussmessungen eines europäischen Datensatzes zur erweiterten Validierung der ausgewählten baumartenspezifischen Modellparameter für die Berechnung der Transpiration und ihrer Einschränkung bei Trockenheit (Kapitel 5)
- Fortschreibung der im Waldklimafonds-Projekt „WP-KS-KW“ entwickelten räumlich und zeitlich hochauflösten Klimadaten (1961-2020) sowie Downscaling und Adjustierung von Klimaszenarien unter Verwendung eines regionalen Klimaprojektionen-Ensembles für Deutschland (Kapitel 6)
- Exemplarische Bereitstellung von Klimadaten im Nowcast (6 Stunden Vorhersage) und Forecast (bis zu 5 Tage Vorhersage) für Testgebiete für zeitnahe Aussagen zur Bodenfeuchte (Kapitel 9)
- Ableitung und Überprüfung von Indikatoren zur Beurteilung des Wasserhaushalts (Kapitel 7)
- Unterfütterung der länderspezifischen Standortsinformationssysteme mit quantitativen Bodeninformationen; Verknüpfung von flächigen Bodendaten, Reliefparametern aus digitalen Geländemodellen und regionalisiertem Klima zur deterministischen und standortsbezogenen Wasserhaushaltsmodellierung; Simulation und flächige Darstellung von Indikatoren des Wasser- und Lufthaushaltes für wichtige Baumarten in Deutschland (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche, Douglasie und Ansätze zur Übertragung auf Mischbestandstypen) in größeren Testregionen; Diskussion der Ergebnisse mit der Forstpraxis und Durchführung notwendiger Anpassungen (Kapitel 8 bis 12)
- Beurteilung der Auswirkungen wiederholter Trockenjahre auf den Wasserhaushalt (Kapitel 13)

3.2 Zusammenfassung

Das Ziel, die Wasserhaushaltsansprache in Standortskunde und Standortskartierung mit Hilfe von deterministischen Wasserhaushaltsmodellen möglichst wirklichkeitsnah, räumlich hochauflöst und dynamisch in Bezug auf den Klimawandel abzubilden, wurde für die Standortsinformationssysteme der beteiligten Projektpartner erreicht. Dafür wurde eine allgemeingültige Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells LWF-Brook90 auf Basis von Literaturrecherchen und auf Grundlage einer umfassenden Validierungsdatenbank mit über einer Millionen Messwerte von insgesamt 59 Monitoring- und Versuchsflächen aus ganz Deutschland erarbeitet. Hierdurch wurde die generelle Übertragbarkeit des Wasserhaushaltsmodells auf die Einheiten der forstlichen Standortskartierung bundeslandübergreifend gewährleistet. Um den potenziellen Wasserverbrauch am Standort unabhängig von der Bestockung zu halten, wurden Standardbestände für Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst.), Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco), Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Eiche (*Quercus robur* L., *Qu. petraea*

(Mattuschka) Liebl.) definiert, die auf allen Standorten zur Anwendung kamen. Die großflächige, methodisch einheitliche Anwendung von LWF-Brook90 erlaubte so eine standortsübergreifend vergleichende Einschätzung des Wasserhaushalts.

Im Rahmen der Modellparametrisierung wurden wichtige Baumartenunterschiede berücksichtigt, sofern sie durch Literaturangaben und Messergebnisse der Versuchsflächen belegbar waren. Neben Festlegungen zu Durchwurzelung wurden Schätfunktionen für Blatt- und Rindenoberflächen als zentrale Steuergrößen für Transpiration und Interzeption über allometrische Funktionen aus Baumdaten hergeleitet. Auch Literaturangaben zur maximalen Blattleitfähigkeit zeigten Unterschiede zwischen Baumarten. In Summe führte das in gut wüchsigen, geschlossenen Altbeständen zu einem größeren sommerlichen Wasserverbrauch der Laubbäume im Vergleich zu den Nadelbäumen. In der Gesamtverdunstung lag die Fichte durch ihre hohen Interzeptionsverluste knapp vor Eiche und Buche, gefolgt von der Kiefer mit der im Vergleich geringsten Evapotranspiration.

Sensitivitätsanalysen belegten den großen Einfluss von direkt auf die Transpiration wirkenden Parametern auf das Modellergebnis. Trotz Parametrisierung an einer Vielzahl von Waldbeständen bestehen gerade hier nach wie vor große Unsicherheiten und eine trennscharfe baumartenspezifische Wasserhaushaltssimulation bleibt schwierig. Zur Absicherung der erarbeiteten Parametrisierung wurden Modellanwendungen für Standorte mit Xylemsaftflussmessungen (SAPFLUXNET), die nicht zum Parametrisierungsdatensatz gehörten, durchgeführt und die Transpirationsraten verglichen. Insbesondere für die Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Douglasie waren die Abweichungen zwischen Modellierung und Messwerten akzeptabel und bestätigten die für die Parametrisierung gewählten Blattleitfähigkeiten.

Zum Antrieb der Wasserhaushaltsmodellierung werden flächendeckende meteorologische Daten in täglicher Auflösung benötigt. Diese Daten wurden aus Messreihen der Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes in einer räumlichen Auflösung von 250 x 250 m regionalisiert. Die aus einem Vorgängerprojekt stammende Zeitreihe wurde für den Gesamtzeitraum 1961-2020 verlängert. Deutlich wurde dabei der Unterschied zwischen den Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020 bezüglich Erwärmung und Veränderungen des Niederschlagsregimes. Zusätzlich wurden Klimaprojektionen in gleicher räumlicher und zeitlicher Auflösung erzeugt, deren Grunddaten dem ReKliEs-Kernensembl als Teil des Euro-CORDEX-Ensembles für verschiedenen RCP-Szenarien entstammen. Der hohe Rechenaufwand erforderte eine Beschränkung auf wenige Kombinationen globaler und regionaler Klimamodelle. Berücksichtigung fanden dabei die drei Szenarien RCP 8.5, RCP 4.5 und RCP 2.6 in einer geeigneten, einheitlich gewählten Modellkombination und die Umsetzung des Szenarios RCP 8.5 in einer mittleren, feuchteren und trockeneren Ausprägung. Bei den verschiedenen Klimamodellläufen war die Adjustierung der Wetterdaten ein wesentlicher Schritt, der die Vergleichbarkeit zwischen historischen Läufen und Modelldaten herstellte. Im Zuge der Datenprozessierung wurden auch testweise Witterungsdaten im Now- und Forecast zur Verfügung gestellt, die durch nachgeschaltete Wasserhaushaltsmodellierung eine zeitnahe bis tagesaktuelle Darstellung von Veränderungen der standortspezifischen Bodenfeuchte ermöglichen.

Die Anwendung der Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte für die Standortsinformationssysteme der beteiligten Bundesländer Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Baden-Württemberg und Bayern. Das entwickelte Verfahren ist dementsprechend auf unterschiedlichste Systeme anwendbar, sofern metrische Bodeninformationen für die enthaltenen Standortseinheiten als Eingangsgrößen für LWF-Brook90 zur Verfügung stehen. Als Maß für die Darstellung des Trockenstresses wurde das Verhältnis von aktueller zu potenzieller Transpiration gewählt, dass sich gegenüber anderen Indikatoren als praxistauglich und statistisch belastbar erwiesen hat. Die Ergebnisse der flächigen Anwendungen zeigen deutlich die Veränderung des Wasserhaushalts hin zu trockeneren Bedingungen zwischen den Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020. Außerdem wird die Bedeutung der einzelnen Komponenten des Wasserhaushalts deutlich: Bei Jahresniederschlägen unter etwa 700 mm gewinnen Wasserspeicherfähigkeit im Boden und der reliefbedingte Strahlungseinfall an Bedeutung. Auffällig ist die Häufung sehr warmer und auch für die Wasserversorgung der Wälder kritischer Jahre seit Beginn des neuen Jahrtausends und insbesondere im vergangenen Jahrzehnt. Der Anteil trockener Standorte liegt in diesem Zeitraum bereits höher als in den untersuchten Prognosen für gemäßigte Klimaprojektionen. Klimaverhältnisse im RCP 8.5 prognostizieren dagegen eine weitere Verknappung des Wasserangebots im Wald, insbesondere bei einer saisonalen Umverteilung der Niederschläge mit häufigeren sommerlichen Trockenperioden.

Die Bedeutung von mehrjährigen Dürren wurde an den Ergebnissen der Jahre 2018 bis 2020 untersucht. Besonders

das Jahr 2020 lässt erkennen, dass eine unzureichende Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter sommerliche Trockenheit verstärken kann. Solche Verhältnisse erscheinen bisher aber noch selten und regional beschränkt. Hohe Temperaturen und mangelnde Sommerniederschläge entscheiden in erster Linie über den Wassermangel in der Vegetationsperiode. Da anzunehmen ist, dass der Klimawandel die Wahrscheinlichkeit aufeinanderfolgender Trockenjahre erhöht, ist häufiger nach Trockenjahren mit einer unzureichenden Auffüllung des Bodenspeichers zu rechnen und entsprechend mit einem höheren Trockenstressrisiko im folgenden Jahr.

Die Zusammenschau der Ergebnisse des Projekts „Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel“ belegt eindrucksvoll, dass die modellgestützte und dynamische Quantifizierung von Kenngrößen des Wasserhaushaltes die Standortskartierung dabei unterstützt, bestehende Verfahren zu objektivieren, zu erweitern und zu aktualisieren. Die Ergebnisse rücken die Bedeutung von Standortsinformationen auch im Klimawandel weiter in den Mittelpunkt der forstlichen Entscheidung und gehen damit über einfache klimatische Ansätze hinaus.

3.3 Summary

The project partners achieved the goal to describe the water balance within their respective site information mapping systems as realistically as possible, spatially highly resolved and dynamically in relation to climate change using deterministic water balance models. For this purpose, a universal parameterization of the hydrological model LWF-Brook90 was developed based on literature research and a comprehensive validation database with more than one million observed values from a total of 59 monitoring and experimental sites across Germany. This ensured the general transferability of the water balance model to the mapping units of forest site evaluation systems in Germany. In order to keep the potential water consumption at the site independent of the stand stocking, standard stands were defined for Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.), Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco), European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Pedunculate and Sessile oak (*Quercus robur* L., *Qu. petraea* (Mattuschka) Liebl.), which were applied to all sites. Thus, the largescale, methodologically uniform application of LWF-Brook90 allowed for a comparative assessment of hydrological conditions across sites.

Within the framework of model parameterization, important differences between tree species were taken into account, as far as they could be substantiated by literature data and observations from the monitoring and experimental plots. In addition to rooting depth, allometric functions for leaf and bark surfaces as most sensitive variables for transpiration and interception were derived from tree data. Literature data of maximum leaf conductance also showed differences between tree species. For well-grown, closed mature stands, this resulted in greater growing season water consumption by deciduous trees as compared to conifers. With respect to total annual evapotranspiration, spruce was just ahead of oak and beech due to its high interception losses, whereas pine revealed the lowest evapotranspiration rates.

Sensitivity analyses proved the great effect of parameters directly controlling transpiration for the model out-put. Although the parameterization is based on many forest stands, there are still large uncertainties, and it remains difficult to simulate the water balance for specific tree species. The elaborated parameter set was validated against transpiration rates from sites with xylem sap flow measurements (SAPFLUXNET). Especially for the tree species spruce, beech, oak, and Douglas fir, the deviations between simulated and observed values were acceptable and confirmed the respective leaf conductance chosen for parametrization.

Area-wide meteorological data in daily resolution are required to drive the water balance modelling. These data were obtained using observed data from climate stations of the German Weather Service, which were regionalized to a spatial resolution of 250 x 250 m. The time series from a previous project was extended for the entire period 1961-2020. The comparison of the climate reference periods 1961-1990 and 1991-2020 reflects a clear warming trend and changes of the precipitation regime. In addition, climate projections with the same spatial and temporal resolution were generated, whose basic data originate from the ReKliEs core ensemble as part of the Euro-CORDEX ensemble for different RCP scenarios. The high computational effort required a limitation to a few combinations of global and regional climate models. Consideration was given to the three scenarios RCP 8.5, RCP 4.5 and RCP 2.6 in one suitable model combination for all three scenarios and the implementation of the scenario RCP 8.5 in a medium, wetter and drier characteristic. For the different climate model runs, the adjustment of the weather data was an essential step that ensured the comparability between historical runs and model data. In the course of the data processing, now and forecast weather data were also made available for test purposes, which,

through immediate water balance modelling, allow for a near real-time to daily estimation of site-specific soil moisture.

The application of the water balance modelling was carried out for the site information systems of the participating federal states Lower Saxony, Saxony-Anhalt, Baden-Württemberg and Bavaria. Accordingly, the developed method is applicable to a wide variety of systems, provided that appropriate soil information for the included site units (e.g. providing information on texture and stone content for soil layers) is available as input variables for LWF-Brook90. The ratio of actual to potential transpiration was chosen as an indicator for the representation of drought stress, which has proven to be practical and statistically robust compared to other indicators. The results of the comprehensive applications clearly show the change of the water balance towards drier conditions between the climatic reference periods 1961-1990 and 1991-2020. Furthermore, the importance of the individual components of the water balance becomes clear: At annual precipitation below roughly 700 mm, soil water storage capacity and topography-dependent radiation become more important. The increase of very warm and critical years for the water supply of forests since the beginning of the new millennium and especially within the last decade is remarkable. The proportion of dry sites during this period was already higher than projected for moderate climate scenarios. On the other hand, a further shortage of water supply for forests are projected for the climate conditions of the RCP 8.5 scenario, especially when the projections assume a seasonal shift of precipitation with frequent summer droughts.

The significance of perennial droughts was examined using observations from 2018 to 2020. Especially the year 2020 indicates that insufficient recharge of soil water in winter can intensify summer droughts. However, such conditions appear to be rare and regionally limited to date. High temperatures and lack of summer precipitation are the primary determinants of water shortages during the growing season. Since climate change will likely increase the probability of successive dry years, insufficient recharge of the soil reservoir can be expected more frequently after dry years and, accordingly, a higher drought stress risk in the following year.

The synopsis of the results of the project " Site factor water budget in the context of climate change" impressively proves that the model-based and dynamic quantification of the water balance compounds supports site mapping through objectifying, expanding, and updating existing methods. The outcome spotlight the importance of site information for decision support in forestry, especially with respect to climate change, and thus go beyond simple climatic approaches.

4 Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90

Wendelin Weis, Bernd Ahrends, Stefan Fleck, Raphael Habel, Axel Wellpott

4.1 Einleitung

Der Klimawandel stellt hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen neue Herausforderungen an das Waldmanagement und die Forstplanung hinsichtlich der für die Baumartenwahl notwendigen Datengrundlagen (Ahrends et al., 2023). Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe im Planungsprozess sind räumlich explizite Informationen zu Standort, Waldbeständen und Klima (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2016). Die neuen Herausforderungen hinsichtlich des Nährstoff- und Wasserhaushaltes bestehen darin, dass zunehmend auch zeitlich dynamische Informationen und insbesondere Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigt werden müssen (Jansen et al.; 2008; Ahrends et al., 2022a; Heitkamp et al., 2020; Ziche et al., 2021). Hierbei sind der klassischen Standortsansprache des Wasserhaushaltes im Rahmen der Standortskartierung Grenzen gesetzt (Weis et al., 2020; Mette et al., 2016, Gauer et al., 2011). Es besteht folglich ein großer Bedarf einer modellgestützten und dynamischen Quantifizierung von Kenngrößen des Wasserhaushaltes, um die bestehenden Standortskartierungsverfahren hinsichtlich der perspektivisch vielfältigen Herausforderungen zu objektivieren, zu erweitern und zu aktualisieren. Hierfür bietet sich der Einsatz eines prozessorientierten Wasserhaushaltmodells an, das zusätzlich die Extrapolation auf zukünftige Entwicklungen erlaubt. Schwärzel et al. (2009) zeigen die Möglichkeiten von LWF-Brook90 (Federer et al., 2003; Hammel & Kennel, 2001) für eine objektive und dynamische Ansprache des Wasserhaushaltes für Wälder. Das forsthydrologische Modell simuliert den Wasserhaushalt in täglicher Auflösung und wird häufig verwendet, um die Auswirkungen der Waldbewirtschaftung (Armburster et al., 2004) und des Klimawandels (Schmidt-Walter et al., 2019; Thiele et al., 2017) auf Kenngrößen des Wasserhaushaltes und Trockenstressindikatoren zu bewerten. Aber auch stoffhaushaltliche Untersuchungen und Bilanzierungen kommen ohne Wasserhausimulationen nicht aus (Ahrends et al., 2021, 2022b; Fleck et al., 2019; Brumme et al., 2021; Weis et al., 2007; Weis et al., 2006), da schon an Einzelstandorten eine direkte Messung der Wasserflüsse – insbesondere die Sickerwasserrate – meistens nicht möglich ist.

Die Anwendung von LWF-Brook90 erfordert jedoch fast 100 Eingangsparameter, die häufig selbst für intensiv untersuchte forstliche Versuchsbestände nur zu einem geringen Anteil direkt messtechnisch erfasst werden. Für die allgemeine Anwendbarkeit und Übertragung eines Modells auf unterschiedliche Standorte und Kartiersysteme ist aber das Vorhandensein von übermäßig vielen, einflussreichen und kalibrierungsbedürftigen Parametern nachteilig. Daher werden von den Modellanwendern häufig global angenäherte Standardwerte (Schmidt-Walter et al., 2019; Panferov et al., 2009; Thiele et al., 2017) oder auf den Einzelstandort kalibrierte Parametersätze (Brumme et al., 2021; Baumgarten et al., 2014; Meesenburg et al., 2016) verwendet. Letztgenannte sind jedoch in ihrer räumlichen Übertragbarkeit begrenzt.

Spank et al. (2013) zeigen, dass LWF-Brook90 mit einer vereinfachten Parametrisierung (voreingestellte Standardwerte) weniger genaue Ergebnisse liefert als das gut parametisierte und kalibrierte Modell. Speziell hinsichtlich der Parametrisierung sind in der Literatur sehr unterschiedliche Ansätze und verwendete Standardwerte zu finden, so dass eine einfache Einschätzung der Güte von Modellstudien ohne Messwertvergleiche nicht ohne weiteres möglich erscheint. So werden bei vielen Studien die modellgegebenen Möglichkeiten, baumarten- und bestandspezifisch die Transpiration und die Interzeption zu berechnen, ebenso wenig genutzt wie jahreszeitliche (Schmidt-Walter et al., 2019) und jährliche (Vilhar et al., 2010; Ahrends et al. 2019) Anpassungsmöglichkeiten an die Bestandsentwicklung. Auch die selbst bei homogenen Standorts- und Bodenverhältnissen immense horizontale Variabilität (Bouten et al., 1992; Deurer et al., 2000 & 2001; Nielsen et al., 1973; Orfánus et al., 2008; Wessolek et al., 2008) wird meist nicht berücksichtigt. Dabei stehen z. B. für Flächen des intensiven forstlichen Monitorings hierzu gemessene Parametrisierungs-, Validierungs- und Kalibrierungsdaten zur Verfügung und sollten bei Vergleich von Modellläufen mit lokalen Messdaten auch berücksichtigt werden (Hammel & Kennel, 2001).

Bei dem Einsatz von LWF-Brook90 zur großflächigen Beurteilung des Wasserhaushalts in forstlichen Standortsinformationssystemen muss wegen der hohen Anzahl zu modellierender Standorte ein Kompromiss zwischen dem Aufwand der adäquaten Modellparametrisierung und der standortscharfen Anwendbarkeit gefunden werden. Eine aufwändige Modellkalibrierung für jeden Einzelstandort ist hier auch auf Grund fehlender Messdaten zur Überprüfung nicht möglich. Das gewählte Vorgehen bei der Ableitung und Überprüfung der erforderlichen Parameter ist in Abbildung 4.1 vereinfacht dargestellt. Entsprechend war es Ziel dieser Untersuchung die aktuell in der Literatur

verwendeten Angaben zu Modellparametern für LWF-Brook90 zusammenzutragen, deren Gültigkeit insbesondere für die sensiblen Parameter nach Möglichkeit durch aktuelle Reviews zu überprüfen und Empfehlungen hinsichtlich geeigneter Parameterwerte und des annehmenden Wertebereiches zu präsentieren. Des Weiteren sollten Schätz- und Transferfunktionen gebildet, evaluiert und weiterentwickelt werden, die es erlauben, Modellparameter aus routinemäßig verfügbaren waldwachstumskundlichen und bodenanalytischen Mess- und Geodaten abzuleiten. Dies geschah vor dem Hintergrund, dass zum einen durch vernünftig gewählte Anfangsparameterwerte der Zeitaufwand für Sensitivitätsanalysen reduziert werden kann und zum anderen mit den entwickelten Schätzroutinen und Parametersätzen eine länderübergreifende Übertragung in Standortsinformationssysteme und auf Flächen forstlicher Inventur und Dauerbeobachtung (Level II, BZE, BWI) ermöglicht wird.

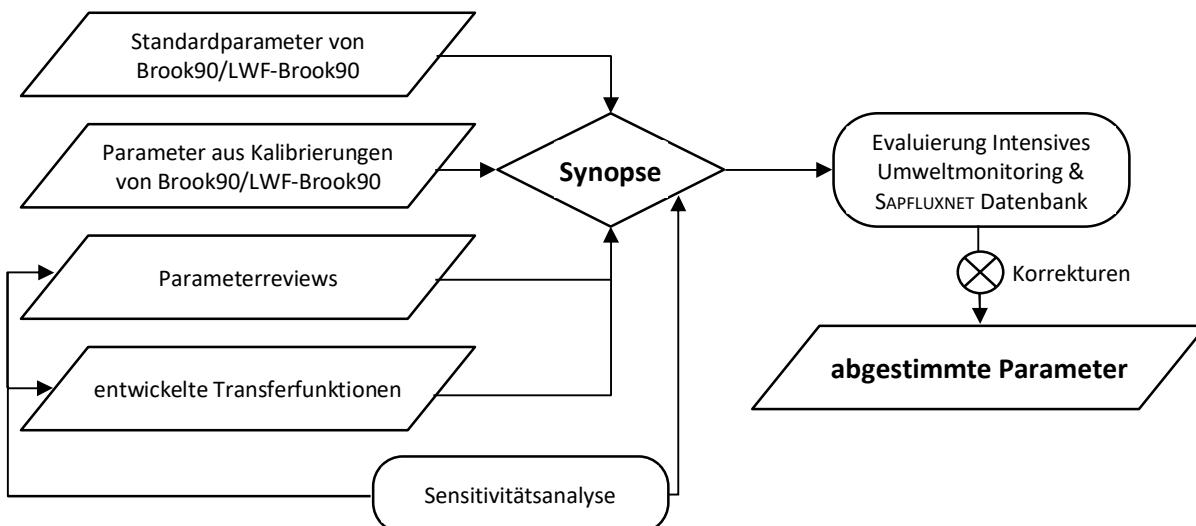


Abbildung 4.1: Vereinfachte Darstellung bei der Ableitung „Globaler Parametersätze“ für LWF-Brook90.

4.2 Methoden

4.2.1 Das Wasserhaushaltsmodellsystem

Zur Modellierung des Standortswasserhaushalts wurde LWF-Brook90 verwendet. Das deterministische Modell ist speziell für Anwendungen im Wald entwickelt, arbeitet in täglicher Auflösung und ist gut geeignet, Eigenschaften der Standortseinheiten (Klima, Relief, Boden) zu berücksichtigen. Es basiert auf dem von Dr. C. A. Federer entwickelten Modell Brook90 (Federer et al., 2003; Federer, 2021) und wurde an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) modifiziert und erweitert (Hammel & Kennel, 2001). Die technischen und bodenphysikalischen Grundlagen (Transportgleichungen, Rahmenbedingungen, Verdunstungsmodelle, etc.) sind detailliert bei Hammel & Kennel (2001) beschrieben. LWF-Brook90 steht zur freien Nutzung zur Verfügung und ist über Herrn Dr. Lothar Zimmermann (lothar.zimmermann@lwf.bayern.de) erhältlich. Für die großflächige Anwendung des Modells und der dabei nötigen Modellierung sehr vieler Einzelstandorte wurden bestehende Parametrisierungsroutinen verwendet (Baden-Württemberg, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt: <https://github.com/pschmidtwalter/LWFBrook90R>) bzw. neu in Python und R entwickelt (LWF-Bayern; Ansprechpartner: wolfgang.falk@lwf.bayern.de).

Die für Bayern entwickelten Versionen erstellen für jeden Standort die Eingangsdateien „Param.in“ (Modellparameter) und „Climate.in“ (antreibende Klimadaten), ermöglichen die Parallelprozessierung der Modellläufe und fassen die Ergebnisse in geeigneter Form zusammen. Die Python-Version wird dabei zur aktuellen und zukünftigen Darstellung des Wasserhaushalts in Bayern verwendet. Die Version in R stellt eine inhaltlich gleichwertige Alternative dar, die in erster Linie zu Entwicklungs- und Testzwecken verwendet wurde. Am eigentlichen Modellkern der Standardversion von LWF-Brook90 wurden dabei folgende Veränderungen im FORTRAN Code des Modells hinsichtlich der Ergebnisausgaben vorgenommen:

Ausgabe MISCANN: zusätzlich STRESC, ein Zähler, der alle Tage im Jahr aufsummiert, für die STRES < 0.99 gilt
(STRES = tatsächliche Transpiration / potenzielle Transpiration)

Ausgabe SWATANN: insgesamt überarbeitet mit jetzt folgenden Ausgabegrößen

YR	Jahr
NL	Nummer der Tiefenstufe
MAT	Horizonteigenschaften (Material) der Tiefenstufe
PSIM	Matrixpotenzial der Tiefenstufen am letzten Jahrtag [kPa] (zur Fortführung von Modellläufen)
WETTEC	Anzahl der Tage im Jahr mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
WETTECVP	Anzahl der Tage von Mai bis August mit WETNES > 0,99 pro Tiefenstufe
FCEXCC	Anzahl der Tage im Jahr mit Wassergehalt oberhalb Feldkapazität (pF 1,8) pro Tiefenstufe
SWATAVG	Jahresmittelwert von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
SWATMIN	Jahresminimum von SWAT (Wasservorrat) der Tiefenstufen, [mm]
THETAAVG	Jahresmittelwert von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [$m^3 m^{-3}$]
THETAMIN	Jahresminimum von THETA (Wassergehalt Feinboden) der Tiefenstufen, [$m^3 m^{-3}$]
WETNESAVG	Jahresmittelwert von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
WETNESMIN	Jahresminimum von WETNES (THETA / THETA_max) der Tiefenstufen, [-]
PSIMAVG	Jahresmittelwert von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSIMMIN	Jahresminimum von PSIM (Matrixpotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSITAVG	Jahresmittelwert von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]
PSITMIN	Jahresminimum von PSIT (Matrix- plus Gravitationspotenzial) der Tiefenstufen, [kPa]

Für die Wasserhaushaltsdarstellung können z.B. die Indikatoren STRES für das Trockenheitsrisiko und WETTEC für die Einschätzung der Wechselfeuchte (Staunässe) verwendet werden. Anwendungsbeispiele hierfür sind in den länderspezifischen Modellanwendungen beschrieben (Fleck et al., 2023a, 2023b; Habel et al., 2023; Weis et al., 2023; Wellpott et al., 2023).

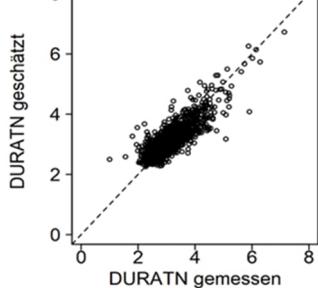
Um eine Möglichkeit zu schaffen, auch den Wasserhaushalt durch Grundwasser beeinflusster Standorte modellhaft abilden zu können, wurde ein zusätzlicher Parameter (GWLAYER in Param.in) geschaffen, der die Anzahl der Tiefenstufen am Ende des Bodenprofiles festlegt, für die der angenommene Grundwasserzustrom Wassersättigung garantiert. Außerdem werden zur Modellierung von Grundwasser das Anfangsmatrixpotenzial (Psilni in Param.in) und die maximale relative Feinwurzellängendichte (MaxRelRLD in Param.in) in den Tiefenstufen mit Grundwasser auf 0 gesetzt (Wassersättigung und keine Durchwurzelung).

4.2.2 Lagespezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Neben dem Breitengrad und den aus digitalen Höhenmodellen zu entnehmenden Größen Hangneigung und Exposition, ist unter den flächenspezifischen Parametern vor allem für die durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN) ein geeigneter Wert abzuleiten. Federer (2021) schlägt hier die einheitliche Verwendung von 4 Stunden pro Tag vor. Vor dem Hintergrund der sehr unterschiedlichen jährlichen Niederschlagsmengen in Deutschland und deren Verteilung im Jahresgang, wurde DURATN mit Hilfe der Daten von 1030 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) überprüft und ein flächenspezifisches Vorgehen entwickelt. In Anlehnung an die Dokumentation von Federer (2021) wurden Niederschlagsereignisse größer 0,5 mm pro Stunde berücksichtigt und deren Dauer monatsweise für Tage mit solchen Ereignissen gemittelt. In Abhängigkeit von der mittleren Jahresniederschlagssumme (NI) und Geländehöhe (GH) wurde folgendes Regressionsmodell zur bundesweiten Anwendung parametrisiert (Formel 4.1 und Tabelle 4.1):

Tabelle 4.1: Variablen zur Berechnung der mittleren Dauer täglicher Niederschlagsereignisse nach Formel 4.1. Die Parameter b_0 , b_1 , b_2 und b_3 werden für alle 12 Monate konstant verwendet.

b_0	b_1	b_2	b_3	Monat	b_4
3,194E-01	2,986E-02	-1,156E-02	5,145E-03	Jan	0,000E+00
				Feb	-4,670E-02
				Mar	-2,856E-02
				Apr	-1,331E-01
				Mai	-5,182E-02
				Jun	-1,798E-01
				Jul	-1,510E-01
				Aug	-1,395E-01
				Sep	-4,874E-06
				Okt	4,638E-02
				Nov	7,657E-02
				Dez	1,037E-02



Formel 4.1

$$DURATN = \exp(b_0 + b_1 \cdot \sqrt{NI} + b_2 \cdot \ln(GH + 1) + b_3 \cdot \sqrt{GH} + b_4)$$

Der Datensatz wurde in 90 % Trainings- und 10 % Validierungsdaten geteilt. Andere Verhältnisse, wie z.B. 70:30 oder 80:20 werden ebenfalls häufig in der Praxis verwendet. Theoretische und numerische Studien zur Optimierung der Einteilung der Datensätze haben jedoch aktuell zu keiner allgemeingültigen Regel geführt (Joseph, 2022). Die Evaluierung des mit den Trainingsdaten parametrisierten Modells mit den zur Validierung zurückgehaltenen Datensätzen bestätigt die Robustheit des einfach anzuwendenden Schätzmodells (RMSE = 0,3543, Bias = 0,0035 und R² = 0,6936). Es existiert somit eine praxistaugliche und einfach zu implementierende Alternative zur generalisierenden 4-Stunden „Faustregel“.

4.2.3 Baumartenspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Interzeption

Messungen zu Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammablauf der verfügbaren Monitoringflächen wurden genutzt, um die Interzeptionsparameter in LWF-Brook90 baumartenspezifisch allgemeingültig abzuleiten. An einem Teilkollektiv von 23 Intensivmonitoringflächen mit geeigneter Messtechnik wurden zeitlich und räumlich repräsentative Niederschlags- und Kronentraufezeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten und einem durchschnittlichen Beobachtungszeitraum von elf Jahren gewonnen. Anhand dieser Daten wurden zunächst zusammenhängende Niederschlagsereignisse mit weniger als zwei Stunden Niederschlagspause isoliert. Außerdem wurden nur Niederschlagsereignisse mit einer Dauer von weniger als sechs Stunden berücksichtigt, da die im Kronenraum effektiv (d.h. abzüglich von Abtropfverlusten) gespeicherte Wassermenge nur bis zu dem Zeitpunkt weiter ansteigen kann, an dem der Kronenraum wassergesättigt ist. Bei länger andauernden Niederschlagsereignissen wäre zu dem die potenzielle Interzeptionsverdunstung eine relevante, zusätzlich zu berücksichtigende Größe, zu der aber keine Messwerte vorlagen. Wie im Wasserhaushaltsmodell vorgegeben, erfolgte die Isolation der Niederschlagsereignisse getrennt nach Schnee und Regen und bei Buche und Eiche zunächst nur für die laubfreie Periode. Der messbare Kronenspeicher (KS) wurde aus Freilandniederschlag (FN) abzüglich Kronentraufe (KT) und Stammablauf (ST) berechnet. Die Abhängigkeit des Kronenspeichers vom Freilandniederschlag konnte mit folgender Sättigungsfunktion beschrieben werden:

Formel 4.2:

$$KS = a \cdot FN \div (1 + \frac{a}{b} \cdot FN)$$

Die Anfangssteigung der Funktion (a) wurde als Auffangrate für Niederschlagsaufnahme im Kronenraum interpretiert, der Sättigungswert (b) als maximale Speicherkapazität im Kronenraum. Das getrennte Vorgehen für Schnee- und Regenereignisse ermöglichte die Bestimmung dieser Größen für beide Niederschlagsarten. Über Division mit der für die Interzeption zur Verfügung stehenden projizierten Baumoberfläche (Rindenoberflächenindex – stem area index „SAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ergaben sich so die Werte für die Speicherkapazität für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (in LWF-Brook90 CINTRS und CINTSS) und die Auffangraten für Regen und Schnee pro SAI-Einheit (FRINTS und FSINTS). Die Nadelbaumarten Fichte, Kiefer und Douglasie haben keine laubfreien Perioden. Deshalb wurden hier die SAI-bezogenen Parameterwerte von Eiche übernommen (raue Eichenrinde ist ähnlicher zur Nadelbaumrinde als die glatte Rinde von Buchen). Unter Berücksichtigung der nun festgesetzten Parameter für die Rindenoberfläche konnten anhand der Niederschlagsereignisse im belaubten Zustand die Speicherkapazitäten (CINTRL und CINTSL) und Auffangraten (FRINTL und FSINTL) je projizierter Blattfläche (Blattflächenindex – leaf area index „LAI“, aus bestandesspezifischen Messungen oder berechnet, vgl. Kapitel 4.2.4) ermittelt werden. Die Schwächen dieser empirischen Ableitung der Interzeptionsparameter liegen in der Abhängigkeit der Berechnungen von Messdaten mit nur ausreichender Genauigkeit (SAI, LAI), dem auch von Einzelereignissen abhängigen Approximationsverfahren, der je nach Baumart und Niederschlagstyp (z.B. Schneefall in der belaubten Zeit) zum Teil schmalen Datenbasis und der bei Nadelbäumen nötigen Annahmen zu den SAI-bezogenen Interzeptionsparametern. Die Übertragbarkeit der so an einer begrenzten Anzahl geeigneter Flächen abgeleiteten Interzeptionsparameter auf alle verfügbaren Intensivmonitoringflächen wurde daher in einem zusätzlichen Validierungsschritt geprüft und die Interzeptionsparameter auf dieser Basis noch einmal angepasst. Die Validierung geschah über die auf den Intensivmonitoringflächen meist ein- oder zweiwöchentlich gesammelten Niederschlagsmengen in Freiland und Bestand unter Berücksichtigung des Stammablaufs.

Blattleitfähigkeit

Zur baumartenspezifischen Festlegung der Blattleitfähigkeit wurden Werte einer Literaturstudie (Hoshika et al.,

2018) genutzt. Die Auswertung zeigte, dass die in der Literatur zu findenden gemessenen baumartenspezifischen Werte einen recht weiten Bereich einnehmen können (Tabelle 4.2). Für im Projekt bedeutsame Baumarten wie Fichte und Douglasie, fand sich dort zudem nur eine geringe Anzahl von Untersuchungen. Eine Ausweitung auf Gattungsebene (Tabelle 4.3) schien fachlich notwendig. Der Vergleich modellierter Tagesdifferenzen der Bodenwassergehalte mit entsprechenden Messungen in verschiedenen Bodentiefen unter Berücksichtigung des Skelettgehalts legte für Fichte eine Orientierung am oberen Ende des Wertebereichs nahe ($0,0035 \text{ m s}^{-1}$), während für Buche ($0,006 \text{ m s}^{-1}$), Eiche ($0,007 \text{ m s}^{-1}$) und Kiefer ($0,0045 \text{ m s}^{-1}$) die Ergebnisse etwas unterhalb des Mittelwerts gewählt wurde. Für Douglasie stand keine geeignete Validierungsfläche zur Verfügung. Die Blattleitfähigkeit wurde hier auf $0,0025 \text{ m s}^{-1}$ gesetzt.

Tabelle 4.2: Blattleitfähigkeit relevanter Baumarten aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumart	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
Abies alba	1	0.0055		
Fagus sylvatica	8	0.0069	0.0039	0.0091
Larix decidua	7	0.0042	0.0026	0.0087
Picea abies	2	0.0021	0.0013	0.0029
Pinus sylvestris	4	0.0050	0.0029	0.0079
Pseudotsuga menziesii	2	0.0023	0.0021	0.0025
Quercus petraea	6	0.0081	0.0053	0.0099
Quercus robur	5	0.0103	0.0067	0.0125

Tabelle 4.3: Blattleitfähigkeit relevanter Baumgattungen aus der Literaturstudie von Hoshika et al. (2018).

Baumgattung	Anzahl	Mittelwert GLMAX [m s^{-1}]	Min GLMAX [m s^{-1}]	Max GLMAX [m s^{-1}]
Abies	1	0.0055		
Fagus	15	0.0069	0.0031	0.0116
Larix	9	0.0045	0.0026	0.0087
Picea	6	0.0024	0.0013	0.0034
Pinus	24	0.0047	0.0026	0.0087
Pseudotsuga	2	0.0023	0.0021	0.0025
Quercus	60	0.0068	0.0016	0.0132
Quercus ohne Quercus ilex	42	0.0077	0.0034	0.0132

Durchwurzelungstiefe und Feinwurzelverteilung

Die Durchwurzelungstiefen (Mineralboden tiefe in cm) wurde in Anlehnung an Czajkowski et al. (2009) vorgegeben. Die Werte entsprechen etwa dem dort angegebenen 75%-Quantil mit zusätzlicher Differenzierung für Buche/Douglasie (etwas niedriger) und Eiche/Kiefer (etwas höher). Verwendet wurden als maximale Durchwurzelungstiefen für Buche und Douglasie 160 cm, für Eiche und Kiefer 200 cm und für Fichte 120 cm.

Zur Differenzierung der Feinwurzelverteilung zwischen Laub- und Nadelwäldern wurden die β -Werte zur Berechnung der Feinwurzelverteilung nach Gale & Grigal (1987) leicht unterschiedlich belegt. Verwendet wurden die Werte 0,966 für temperierte Laubwälder und 0,976 für temperierte Nadelwälder wie in Jackson et al. (1996, zitiert nach Meesenburg et al., 2004) empfohlen. Da dort für Nadelwälder flachwurzelnde Fichtenbestände und tiefer wurzelnde Kiefernbestände zusammen ausgewertet wurden, liegt der Schwerpunkt der Feinwurzelverteilung von Nadelwäldern etwas tiefer als für Laubwälder. Flachwurzelnde Fichtenbestände werden dadurch nur schlecht repräsentiert und sollten mit etwas niedrigeren β -Werten modelliert werden. Vergleiche von Modellläufen ergaben jedoch, dass der Einfluss der Feinwurzelverteilung auf die Transpirationseinschränkung deutlich geringer ausfiel als der Einfluss der Durchwurzelungstiefe.

4.2.4 Bodenspezifische Parameter und Pedotransferfunktionen

Im Gegensatz zu einfachen Speichermodellen nutzt LWF-Brook90 nicht die nutzbare Feldkapazität zur Abbildung hydraulischer Prozesse im Boden, sondern eine Auswahl von Funktionen, die den funktionalen Zusammenhang zwischen Matrixpotenzial und Bodenwassergehalt $\Psi_{(\theta)}$ bzw. Leitfähigkeit und Matrixpotenzial $k_{(\psi)}$ beschreiben. Brook90 (Federer et al. 2003) benutzt hierfür eine modifizierte Clapp und Hornberger Gleichung (Clapp & Hornberger, 1978), die auf den Parametrisierungen von Brooks & Corey (1966) basieren. In LWF-Brook90 kann jedoch auch die Parametrierung der hydraulischen Funktionen nach Mualem–van Genuchten (van Genuchten, 1980; Mualem,

1976) erfolgen. Der entscheidende Vorteil dabei ist eine genauere und kontinuierliche Abbildung im feuchten Boden (oberhalb der Feldkapazität) und die Tatsache, dass für diese Funktionen gerade in der jüngeren Literatur viele aktuelle Pedotransferfunktion zur Parametrisierung vorliegen. Als kontinuierliche Gleichungen zur Berechnung der Mualem – van Genuchten Parameter stehen Vorschläge nach Wösten et al. (1999), Schaap et al. (2001), Puhlmann & von Wilpert (2011), Teepe et al. (2003), Tóth et al. (2015; verwendet wurde Modell 21) und Zhang & Schaap (2017) zur Verfügung. Bei Wessolek et al. (2009) finden sich entsprechende Angabe für die Bodenarten inklusive einer genaueren bodenartlichen Differenzierung innerhalb der Bodenart Sand (Fein-, Mittel- und Grobsand). Zur vergleichenden Evaluierung der verschiedenen Pedotransferfunktionen wurden kontinuierliche Messungen zu Wassergehalts- und Wasserleitfähigkeitskurven von 48 Bodenhorizonten bis 1 m Tiefe aus zwölf Bodenprofilen genutzt. Die gewählten Horizonte stammten aus allen Tiefenstufen und repräsentierten ein ausgewogenes Spektrum von Bodenarten und Lagerungsdichten. Durch Beprobung der Ah-Horizonte wurden auch Bodenproben mit hohen Humusgehalten berücksichtigt. Die 48 Proben konnten in sechs Bodenartengruppen zu je acht Proben unterteilt werden: stark sandig (Ss, St2), sandig (Sl2, Sl3, Sl4, St2), sandig lehmig (Ls2, Ls3, Ls4), stark schluffig (Lu, Tu3, Ut3, Ut4), tonig lehmig (Lt2, Lts, Ts4) und stark tonig (Lt3, Tl, Ts3, Tt, Tu2). Die Überprüfung der Pedotransferfunktionen fand für alle Horizonte gemeinsam und getrennt nach den 6 Bodenartengruppen statt.

Die Messung der Beziehungen erfolgte über das HYPROP[®]-Verfahren (METER Group AG, 2018). Der Vergleich von Messung und Ergebnissen der Pedotransferfunktionen wurde anhand der sogenannten Spline-Punkte durchgeführt, die nach einem definierten Verfahren entlang der kontinuierlichen Kurve abgegriffen wurden (Peters & Durner, 2008). Pro Horizont standen so durchschnittlich 685 Werte für die pF-Kurve und 125 Werte für die Wasserleitfähigkeitsbeziehung zur Verfügung. Der erfasste Matrixpotenzialbereich der pF-Kurven begann nahe der Wassersättigung (pF -0,7) und reichte durch Mitauswertung des Lufteintrittspunkts der Tensiometer bis pF 3,8. Die auswertbaren Werte der Wasserleitfähigkeit (ausgewertet als Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit in mm pro Tag) starteten zwischen pF -1,4 und 2,2 und endeten mit pF-Werten zwischen 2,9 und 3,7 deutlich vor dem permanenten Welkepunkt (pF 4,2).

Zur Bewertung der PTFs wurden als Gütemaße der Quadratwurzelfehler (RMSE) und für die pF-Kurven ein über die Steigung (m) der Regressionsgeraden gewichtetes Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , Krause et al., 2005) verwendet:

$$Formel\ 4.3 \quad R^2_{gew} = \begin{cases} R^2 \cdot m & \text{für } m \geq 1 \\ R^2 \div m & \text{für } m < 1 \end{cases}$$

Das gewichtete Bestimmtheitsmaß fokussiert auf den Vergleich des Kurvenverlaufs und vernachlässigt den Bias, also eine reine Verschiebung der Schätzwerte gegenüber den Messungen. Dies ist insbesondere für die pF-Kurven sinnvoll, da hier eine reine Parallelverschiebung im Wasserhaushaltsmodell ohne Einfluss auf die Wassergehaltsänderung bleibt. Dies gilt allerdings nicht für die Wasserleitfähigkeit.

4.2.5 Bestandsspezifische Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Blattflächenindex (LAI)

Für den Blattflächenindex wurden Funktionen parametrisiert, die es ermöglichen, den LAI über ertragskundliche Kennzahlen aus Inventur- und Monitoringflächen zu schätzen. Sie liefern so auch die Datengrundlagen für die Parametrisierung von Standardbeständen für verschiedene Baumarten im Wasserhaushaltsmodell. Dazu wurde baumartenspezifisch die spezifische Blatt-/Nadelfläche (SLA) in m^2 projizierte Fläche pro Kilogramm Blatt- bzw. Nadelmasse aus Literaturangaben und eigenen Messungen ermittelt (Tabelle 4.4). Letztendlich wurden für Douglasie, Buche und Eiche mit 5, 20 und 15 $m^2\ kg^{-1}$ spezifische Blatt-/Nadelflächen verwendet, die nahe der Mittelwerte aus der Literatur lagen. Für Fichte und Kiefer wurden die Werte 3,5 und 4 $m^2\ kg^{-1}$ gewählt. Diese orientierten sich an den Ergebnissen eigener Messungen (NW-FVA, LWF), die im Mittel deutlich unter den Literaturangaben lagen. Insbesondere bei älteren Literaturquellen ist nicht auszuschließen, dass hohe Werte bei Nadelbäumen auf ungeeignete Bestimmungstechniken zurückzuführen sind. Auch ist oft nicht ausreichend dokumentiert, ob die projizierte oder die gesamte Nadelfläche bestimmt wurde.

Die Berechnung der Blatt-/Nadelmasse auf Einzelbaumebene erfolgte über einfache Biomassefunktionen aus Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumhöhe und Baumalter (Tabelle 4.5). Die dazu verwendete Datengrundlage entspricht im Wesentlichen den Daten aus Vonderach (2018) bzw. Vonderach et al. (2018). Blattmassen von Buchen

entstammen aus Burger (1950), Pellinen (1986) und Krauß & Heinsdorf (2008), ergänzt mit Messungen an Jungbuchen aus Weis et al. (2006) und Ettl et al. (2018). Für die Eiche wurden Daten aus Burger (1947a) und Schroeder et al. (2017) genutzt. Nadelmassen für die Fichte entstammen den Arbeiten von Kändler & Bösch (2012), Burger (1952, 1953), Pretzsch et al. (2014), Wirth et al. (2004), Weis & Göttlein (2002, 2012a, 2012b, 2016), Weis et al. (2009), Göttlein et al. (2012) und Dietrich et al. (2002). Für die Kiefer wurden Werte aus Burger (1947b), Wirth et al. (1999), Pretzsch et al. (2014), Kändler & Bösch (2012), Heinsdorf & Krauß (1990), Cienciala et al. (2006), Rademacher et al. (1999) und Weis et al. (2014) verwendet. Für die Douglasien dienten Pretzsch et al. (2014) und Kändler & Bösch (2012) als Grundlage.

Tabelle 4.4: Mittelwert (Median in Klammern) und Wertebereich der spezifische Blattflächen in m^2 projizierte Fläche pro kg Blattmasse.

	Picea abies	Pseudotsuga menziesii	Pinus sylvestris	Fagus sylvatica	Quercus robur/petraea
Literatur gesamt¹	5,44 (5,16)	5,98 (5,74)	5,25 (4,76)	21,71 (21,73)	15,32 (15,34)
	2,34 - 11,23	2,47 - 10,78	2,87 - 9,28	11,20 - 35,32	8,33 - 23,90
Literatur ohne Burger	4,87 (4,57)	5,98 (5,74)	4,41 (4,30)	21,40 (21,54)	14,93 (15,00)
	2,34 - 11,23	2,47 - 10,78	2,87 - 7,35	11,20 - 31,64	8,33 - 23,90
Burger 1947-1953	6,30 (6,20)		7,07 (7,02)	23,27 (23,52)	16,52 (16,20)
	4,50 - 10,13		5,77 - 9,28	16,63 - 35,32	13,61 - 19,51
Messungen NW-FVA	3,55 (3,63)	5,16 (5,08)	3,78 (3,80)	18,35 (17,72)	12,07 (12,34)
	3,00 - 3,81	4,63 - 6,10	3,32 - 4,37	14,14 - 22,53	10,65 - 12,89
Messungen LWF	2,92 (2,91)			21,10 (20,05)	13,55 (13,66)
	2,65 - 3,32			12,93 - 37,60	11,09 - 15,26
gesamt	4,97 (4,87)	5,84 (5,52)	4,90 (4,34)	20,35 (20,00)	14,05 (13,40)
	2,34 - 11,23	2,47 - 10,78	2,87 - 9,28	11,20 - 37,60	8,33 - 23,90

Literaturquellen: Aranda et al. (2004), Bartelink (1997), Bauer et al. (1997), Bouriaud et al. (2003), Forrester et al. (2017), Gebauer et al. (2011), Gower & Richards (1990), Hager & Sterba (1984), Hallenbarter (2002), Burger (1947a, 1947b, 1950, 1952, 1953), Kallweit et al. (2001), Kellomäki et al. (1999), Mencuccini & Bonos (2001), Oleksyn et al. (1998), Pietsch et al. (2005), Reich et al. (1995), Sellin (2001), Tatarinov & Cienciala (2006), Xiao et al. (2006)

Die Modellbildung für die Blattfläche (LA) von Einzelbäumen erfolgte über den Brusthöhendurchmesser (BHD in cm) allein oder in Kombination mit der Baumhöhe (H in m) und dem Baumalter (A) (Parameter in Tabelle 4.5):

Formel 4.4:

$$LA = SLA \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(BHD) + l_2 \cdot \ln(H) + l_3 \cdot \ln(A))$$

Tabelle 4.5: Parameter zur Berechnung der Blattfläche von Einzelbäumen aus spezifischer Blattfläche (SLA in $m^2 \text{ kg}^{-1}$), BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.4 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaike's Informationkriterium; R²: Bestimmtheitsmaß; R²_{adj}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	SLA	n	l_0	l_1	l_2	l_3	RMSE	R ²	R ² _{adj}	AIC		
Fichte	BHD [cm]	3,5	1118	-2,3772	1,6088			0,4416	0,8433	0,8432	1351		
		Kiefer	4	769	-3,2676	1,6026		0,4829	0,8798	0,8796	1069		
		Douglasie	5	151	-3,6727	1,9187		0,3880	0,8735	0,8727	149		
		Buche	20	183	-3,5491	1,5862		0,5155	0,9015	0,9010	283		
		Eiche	15	63	-3,8194	1,6692		0,4989	0,8652	0,8630	97		
Kiefer	BHD [cm]	3,5	1118	-1,7428	2,5113	-1,1602		0,3911	0,8772	0,8769	1081		
		Douglasie	4	765	-2,9529	2,1266	-0,6715	0,4523	0,8947	0,8944	965		
		Höhe [m]	5	151	-1,9437	3,0891	-1,7898	0,3181	0,9150	0,9138	91		
		Buche	20	183	-3,2781	2,4300	-0,9130	0,4529	0,9240	0,9231	237		
		Eiche	15	63	-2,9771	2,4141	-1,0625	0,4625	0,8841	0,8802	90		
Eiche	BHD [cm]	3,5	1118	-1,2428	2,6176	-1,0750	-0,2669	0,3788	0,8848	0,8845	1012		
		Kiefer	4	765	-2,5327	2,2767	-0,5706	-0,2836	0,4339	0,9031	0,9027	904	
		Douglasie	Höhe [m]	5	151	-1,8295	3,1064	-1,6069	-0,1963	0,3154	0,9164	0,9147	90
		Buche	20	164	-2,3099	2,5152	-1,3417	0,0169	0,4462	0,9180	0,9165	211	
		Alter [a]	15	53	-2,6711	2,8413	-0,4385	-0,8366	0,3479	0,9401	0,9364	48	

Auf Bestandesebene wurden Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstamms (Hg in m), und Bestandsalter (A in Jahren) von Flächeninventuraufnahme und Ertragstafeln zusammen mit den Parametern aus Tabelle 4.5 genutzt, um den entsprechenden LAI zu ermitteln:

Formel 4.5:

$$LAI = SLA \cdot N \cdot \exp(l_0 + l_1 \cdot \ln(Dg) + l_2 \cdot \ln(Hg) + l_3 \cdot \ln(A)) \div 10000$$

Standen bestimmte Inventurdaten (Alter, Baumhöhe) zum Beispiel für unsterändige Teilbestände oder Nebenbaumarten nicht zur Verfügung, wurden die parameterärmeren Biomassefunktionen gewählt (Tabelle 4.5).

Rindenoberflächenindex (SAI)

Der SAI (Stem Area Index) ist im Wasserhaushaltmodell neben dem LAI für die Interzeption mitverantwortlich. Messungen zum SAI sind für die Validierungsflächen praktisch nicht vorhanden. Analog zum Vorgehen beim LAI wurden deshalb die Mantelflächen von Stammhauptachse, Ästen und Zweigen über Biomasseerhebungen zunächst an Einzelbäumen bestimmt und anschließend zu einer bestandsspezifischen Funktion erweitert.

Für die Stammhauptachse erfolgte die Berechnung aus Messungen des Durchmessers entlang des Stammes von Einzelbäumen aus verschiedenen Projekten zur Biomassebestimmung (Pretzsch et al., 2014; Göttlein et al., 2012; Weis & Göttlein, 2012a, 2012b; Weis et al., 2009; Dietrich et al., 2002). Die Radien (r [cm]) wurden auf starke Abweichungen von der ideellen Stammform geprüft und zwischen BHD und Baumspitze mit einem Polynom 3. Ordnung in Abhängigkeit von der Höhe am Stamm (H_s [m]) gefittet. Die Funktionen wurden so bestimmt, dass bei maximaler Stammhöhe (= Baumhöhe) der Radius den Wert Null annimmt und das Polynom mit steigender Stammhöhe monoton abnehmende Radien erzeugt ($Diskriminante 3 \cdot a \cdot c - b^2 \geq 0$ und $a < 0$):

$$Formel 4.6: \quad r = a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s + d \quad \text{für } H_s \geq 1,3m$$

Nebenbedingungen:

$$\begin{aligned} b &= b' \cdot \sqrt{3 \cdot a \cdot c} \\ d &= -(a \cdot H_s^3 + b \cdot H_s^2 + c \cdot H_s) \\ a &< 0; b' \geq 0; c < 0 \end{aligned}$$

Zwischen Stammfuß und Brusthöhe wurde ein Polynom 2. Ordnung so bestimmt, dass Wert und Steigung bei 1,3 m Stammhöhe gleich dem gefitteten Polynom 3. Ordnung waren, der Radius bei Stammhöhe Null dem Stammfußradius (R) entsprach.

$$Formel 4.7: \quad r = e \cdot H_s^2 + f \cdot H_s + R \quad \text{für } H_s < 1,3m$$

$$\begin{aligned} \text{Nebenbedingungen:} \quad e &= [1,3 \cdot (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) + R - (a \cdot 1,3^3 + b \cdot 1,3^2 + c \cdot 1,3 + d)] \div 1,3^2 \\ f &= (3 \cdot a \cdot 1,3^2 + 2 \cdot b \cdot 1,3 + c) - 2 \cdot 1,3 \cdot e \end{aligned}$$

Die Mantelfläche der Stammhauptachse wurde dann durch Aufsummieren von Kegelstumpf-Mantelflächen in Stammhöhen-Schritten von 0,001 m berechnet.

Die Mantelfläche von Ästen und Zweigen wurde aus ihrer Biomasse abgeleitet. Verwendet wurden dieselben Bäume wie zur Bestimmung der Rindenoberfläche an der Stammhauptachse. Unter der Annahme, dass bei Anordnung von Zweigen und Ästen eines Baumes nach ihrem Radius, eine Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials existiert, lassen sich Volumen (und Masse) integrativ aus Rotationskörpern bestimmen (Abbildung 4.2).

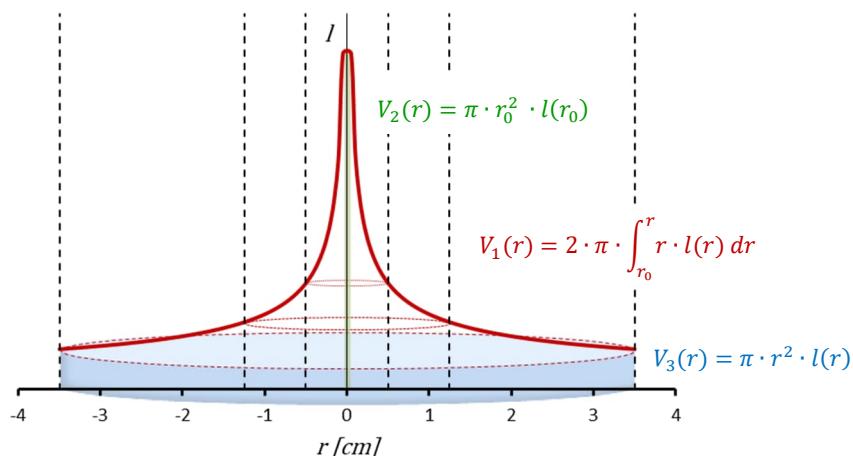


Abbildung 4.2: Berechnung des Volumen von Derbholz, Ästen und Zweigen als Rotationskörper einer Funktion zwischen Radius (r) und kumulierter Länge (l) des Kronenmaterials.

für:

$$Formel 4.8: \quad l(r) = a \cdot r^b$$

ist:

Formel 4.9:

$$m(r) = \frac{\pi \cdot p \cdot a \cdot b}{b+2} \cdot (r_0^{b+2} - r^{b+2})$$

und bei Kenntnis von Gesamt-Kronenmasse M, maximalem und minimalem Astradius (R, r₀):

Formel 4.10:

$$m(r) = \frac{M}{R^{b+2} - r_0^{b+2}} \cdot (r^{b+2} - r_0^{b+2})$$

Sind die Biomassen für verschiedene Grenzradien (z.B. 0,5 cm, 1,25 cm, 3,5 cm, R) ermittelt worden, kann b iterativ über nichtlineare Regression ermittelt werden. Ist neben R und r₀ nur ein weiterer Grenzradius nutzbar, hat b eine eindeutige Lösung, die auf Grund der Komplexität der Beziehung iterativ bestimmt werden muss. Bei bekanntem b kann die Mantelfläche A_M in m² mathematisch berechnet werden nach:

Formel 4.11:

$$A_M = 2 \cdot \pi \cdot \int_{r_0}^R l(r) \cdot \sqrt{1 + [l'(r)]^2} dx$$

Die Lösung des Integrals ist im Regelfall nicht möglich. Deshalb wurde die Mantelfläche durch Summieren von Kegelstumpf-Mantelflächen (Radius-Schritt 0,0001 cm) berechnet.

Aus den Baumdaten, die sowohl eine Berechnung der Stamm- als auch der Kronenoberfläche erlaubten, wurden Funktionen für die gesamte Mantelfläche des Baumes ohne Nadeln und Blätter (M in m²) aus BHD (in cm), Höhe (H in m) und Alter (A) entwickelt (Parameter in Tabelle 4.6):

Formel 4.12:

$$M = \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(BHD) + m_2 \cdot \ln(H) + m_3 \cdot \ln(A))$$

Der SAI eines Bestandes als projizierte (geteilt durch π) umhüllende Rindenoberfläche wurde analog zum LAI aus Stammzahl pro Hektar (N), Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (Dg in cm), Höhe des Grundflächenmittelstamms (Hg in m) und gegebenenfalls dem Alter (A) unter Verwendung der Parameter in Tabelle 4.6 berechnet:

Formel 4.13:

$$SAI = N \cdot \exp(m_0 + m_1 \cdot \ln(Dg) + m_2 \cdot \ln(Hg) + m_3 \cdot \ln(A)) \div 10000 \div \pi$$

Tabelle 4.6: Parameter zur Berechnung der Mantelfläche in m² von Stamm und Krone (Äste und Zweige ohne Nadeln/Blätter) aus BHD, Höhe und Alter nach Formel 4.12 (n: Anzahl der zur Modellerstellung verwendeten Einzelbäume; RMSE: mittlerer Quadratwurzelfehler; AIC: Akaike's Informationskriterium; R² = Bestimmtheitsmaß; R²_{adj}: adjustiertes R²).

Baumart	Modell	n	m ₀	m ₁	m ₂	m ₃	RMSE	R ²	R ² _{adj}	AIC
Fichte	BHD [cm]	295	-0,5972	1,4713			0,3242	0,8075	0,8068	167
Kiefer		154	-0,9413	1,3277			0,2895	0,7856	0,7842	58
Douglasie		112	-1,0952	1,4690			0,2712	0,8851	0,8840	30
Buche		377	-2,2506	1,9015			0,3493	0,8938	0,8935	247
Eiche		110	-0,8144	1,4263			0,3299	0,8555	0,8541	72
Fichte	BHD [cm]	295	0,2007	2,0136	-0,8141		0,2929	0,8441	0,8430	113
Kiefer		154	-0,8018	1,4507	-0,1781		0,2905	0,7854	0,7826	60
Douglasie		112	-0,4647	1,8791	-0,6288		0,2639	0,8934	0,8915	24
Buche		377	-1,9582	2,0382	-0,2340		0,3493	0,9007	0,9001	231
Eiche		110	0,1634	1,9095	-0,8402		0,3095	0,8796	0,8773	57
Fichte	Höhe [m]	295	0,1844	2,0364	-0,7258	-0,0828	0,2919	0,8500	0,8484	114
Kiefer		154	-1,0061	1,5792	-0,0660	-0,1349	0,2905	0,7889	0,7847	64
Douglasie		112	-0,5091	1,9020	-0,6883	0,0400	0,2646	0,8897	0,8866	31
Buche		377	-1,8506	2,1191	-0,1663	-0,1386	0,3471	0,9088	0,9081	215
Eiche		110	0,1659	2,2354	-0,6563	-0,3753	0,3042	0,8982	0,8953	48

Referenzen zur Überprüfung der Rindenoberfläche von Einzelbäumen auf Basis von Biomasseerhebungen konnten in der Literatur lediglich aus dem Osten der USA (Whittaker et al., 1974; Whittaker & Woodwell, 1968) gefunden werden. Ein artenspezifischer Abgleich war so nicht möglich. Die Modellergebnisse waren jedoch zumindest für Bäume mit BHD größer 20 cm gut vergleichbar (Tabelle 4.7). Für die Modellvarianten Buche und Eiche galt dies auch für geringere Stammdurchmesser. Die Werte der Nadelbäume mit BHD nahe 15 cm wurden durch das Fichtenmodell über- und durch das Kiefernmodell unterschätzt. Die Unterschiede betrafen dabei in erster Linie den Stammbereich, obwohl dieser methodisch einfacher abgebildet werden konnte als das Kronenmaterial.

Tabelle 4.7: Vergleich der Rindenoberfläche von Einzelbäumen bei der Modellparametrisierung nach Formel 4.12 und Tabelle 4.6 für Buche (B), Eiche (E), Fichte (F), Kiefer (K) mit Literaturwerten (Lit) von Laub- und Nadelbäumen im Osten der USA.

	Acer saccharum ¹	Betula lutea ¹	Fagus grandifolia ¹	Acer spicatum ¹	Quercus coccinea ²	Quercus alba ²	Picea rubens ¹	Pinus rigida ²
n	14	14	14	15	15	15	15	15
Alter*	79	66	106	24	33,5	32,8	87	40,6
BHD* [cm]	25,9	24,6	23,3	4,8	10,7	9,33	14,5	15,2
Höhe* [m]	17,9	16,2	16	6,3	8,71	7,29	9,1	8,88
Rindenoberfläche	Lit	52,46	109,69	73,70	2,21	15,92	9,94	22,29
von Stamm und Krone [m²]	B	52,46	49,03	41,01	2,07	10,23	7,91	38,76
	E	49,76	50,66	37,87	3,57	15,27	12,74	11,81

*gemittelte Werte über n Einzelbäume

¹Whittaker et al. (1974); ²Whittaker & Woodwell (1968)

Standardbestände für die Standortswasserhaushaltsmodellierung

Zu Wasserhaushaltsmodellierung der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie wurden einheitlich gut wüchsige hundertjährige Standardbestände konstant festgelegt und entsprechende Werte für LAI und SAI zugewiesen (Tabelle 4.8). Der Standortswasserhaushalt erlaubt so einen Vergleich des Einflusses von Klima und Boden ohne Verzerrung durch bestandsbedingt unterschiedlichen Wasserverbrauch.

Tabelle 4.8: Blattflächenindex (LAI) und Rindenoberflächenindex (SAI) in m² projizierte Blattflächen pro m² Bodenoberfläche aus Streufallmessungen und Berechnungen nach Tabelle 4.6 und Formel 4.13 für Versuchsflächen des intensiven forstlichen Monitorings und Ertragstabellen sowie die daraus abgeleiteten Werte für Standardbestände.

Baumart	Datengrundlage	Bestandesalter	LAI (von – bis)	SAI (von – bis)
Buche	aus Streufallmessungen (14 Versuchsflächen)	-	5,7 (4,5 – 8,4)	
	Versuchsflächen (17 Flächen, 365 Flächen-Jahr-Kombinationen)	55 - 210	6,1 (3,3 – 9,9)	0,92 (0,53 – 1,63)
	Schober (1967) ¹	45 – 150	5,6 (4,2 – 8,0)	0,76 (0,54 – 0,94)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ²	50 – 140	6,9 (5,4 – 9,0)	1,01 (0,66 – 1,13)
Festlegung Standardbestand			6	1,0
Eiche	aus Streufallmessungen (5 Versuchsflächen)	-	6,1 (4,6 – 7,0)	-
	Versuchsflächen (5 Flächen, 134 Flächen-Jahr-Kombinationen)	78 - 137	5,0 (3,5 – 7,1)	0,74 (0,50 – 1,04)
	Jüttner (1955) ³	40 – 200	3,0 (2,0 – 3,4)	0,66 (0,51 – 1,23)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁴	-	-	-
Festlegung Standardbestand			4,5	0,9
Fichte	aus Streufallmessungen (6 Versuchsflächen, Skalierungsfaktor 5)	-	5,1 (3,8 – 7,2)	-
	Versuchsflächen (16 Flächen, 339 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 137	5,6 (3,5 – 8,5)	1,75 (0,90 – 2,46)
	Assmann & Franz (1963) ⁵	45 - 120	4,9 (2,7 – 5,7)	1,76 (1,32 – 1,88)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁶	50 - 120	6,8 (4,4 – 10,8)	2,19 (1,45 – 3,21)
Festlegung Standardbestand			7	2,0
Kiefer	aus Streufallmessungen (4 Versuchsflächen, Skalierungsfaktor 2)	-	1,5 (1,6 – 1,6)	--
	Versuchsflächen (8 Flächen, 220 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 127	2,6 (1,7 – 4,0)	0,57 (0,38 – 0,79)
	Wiedemann (1943) ⁷	40 - 140	2,3 (1,6 – 2,9)	0,54 (0,34 – 0,75)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁸	40 - 250	3,2 (2,2 – 4,7)	0,72 (0,48 – 1,10)
Festlegung Standardbestand			3,5	0,8
Douglasie	aus Streufallmessungen	-	-	-
	Versuchsflächen (1 Fläche, 11 Flächen-Jahr-Kombinationen)	40 - 50	4,6 (4,3 – 5,0)	0,62 (0,58 – 0,67)
	Bergel (1985) ⁹	40 - 100	5,7 (5,4 – 6,1)	0,95 (0,89 – 1,05)
	Landesforstdirektion Tirol (2004) ⁴	-	-	-
Festlegung Standardbestand			6	0,8

¹erste bis vierte Bonität, jeweils mittlere und starke Durchforstung; 5-Jahresschritte

²Oberhöhen im Alter 100 (OH100): 19,6 | 22,2 | 24,6 | 27,0 | 29,2 | 31,3 | 33,4 | 35,4 | 37,4 | 39,4 m; 10-Jahresschritte

³Bonitäten I, I,5, II, II,5, III, III,5; 5-Jahresschritte

⁴nicht enthalten

⁵Oberhöhen im Alter 100: 20 | 24 | 28 | 32 | 36 | 40 m; 5-Jahresschritte

⁶Fichte Kalk – Ertragsniveau niedrig, OH100: 14,7 | 17,7 | 20,2 | 24,6 | 26,6 | 28,6 | 30,4 | 34,1 | 35,8 | 37,6 | 39,3 m

Fichte Kalk – Ertragsniveau mittel, OH100: 14,1 | 16,7 | 18,9 | 20,9 | 22,8 | 24,6 | 26,4 | 28,1 | 29,9 | 31,6 | 33,2 | 34,9 | 36,6 | 38,2 m

Fichte Silikat – Ertragsniveau mittel, OH100: 12,9 | 15,8 | 18,4 | 20,0 | 22,1 | 24,1 | 26,2 | 28,1 | 30,0 | 33,8 | 35,6 | 37,3 | 39,0 m

Fichte Silikat – Ertragsniveau hoch, OH100: 13,2 | 16,1 | 18,5 | 20,0 | 21,9 | 23,8 | 25,7 | 27,5 | 29,2 | 30,8 | 32,4 | 33,9 | 35,3 | 36,7 | 37,9 | 39,2 m; jeweils 10-Jahresschritte

⁷Bonitäten eins bis sechs; 5-Jahresschritte

⁸OH100: 17,7 | 21,2 | 24,7 | 28,0 | 31,1 | 33,8 | 36,2 m; 10-Jahresschritte

⁹OH100: 35 | 40 | 45 m; 5-Jahresschritte

Die Festlegung der Werte orientierte sich einerseits an Ableitungen des LAIs aus Streufallmessungen des intensiven forstlichen Monitorings, wobei die Streufallmengen über die Beobachtungsjahre gemittelt und mit den SLA-Werten

aus Tabelle 4.5 multipliziert wurden. Andererseits wurde die Anwendung der LAI und SAI-Funktionen auf Ertrags-tafeln und zur Verfügung stehenden Versuchsflächen mit ertragskundlichen Erhebungen genutzt. Zur Wasserhaus-haltsmodellierung der Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie wurden einheitlich gut wüchsige hun-dertjährige Standardbestände konstant festgelegt und entsprechende Werte für LAI und SAI zugewiesen (Tabelle 4.8). Der Standortswasserhaushalt erlaubt so einen Vergleich des Einflusses von Klima und Boden ohne Verzerrung durch bestandsbedingt unterschiedlichen Wasserverbrauch.

Bei den Versuchsflächen wurden Jungbestände und Bestände mit hoher Dynamik (Windwurf, Kahlschlag) ausge-schlossen. Verwendet wurde das Modell mit den Erklärungsvariablen BHD, Höhe und Alter. Im Vergleich zu diesem Modell ergaben sich beim reinen BHD-Modell etwas niedrigere Werte, beim BHD-Höhen-Modell etwas höhere Werte. Bei Fichte, Kiefer und Douglasie wurden die LAI-Werte im Sinne einer Risikovorsorge hinsichtlich Trocken-stress bewusst aus dem oberen Datenspektrum ausgewählt. Für Kiefern ist bekannt, dass sie insbesondere im Stan-genholzalter hohe LAI-Werte (Nilson et al., 1999; Mencuccini & Bonosi, 2001; Rutter & Morton, 1977) aufweisen und demgemäß hohe Interzeptionsverluste erfolgen (Ahrends & Penne, 2010; Müller et al., 2009). Entsprechend verwenden Ziche et al. (2021) bei ihren Wasserhaushaltssimulationen für Kiefernbeständen LAI-Werte von mindes-tens $3,7 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$. Vergleichbare Altersabhängigkeiten mit entsprechend höheren LAI-Werten insbesondere in jünge-ren Jahren sind auch für die Fichte bekannt (Pokorný & Stojnič, 2012; Küßner & Mosandl, 2000; Nilson et al., 1999; Ahrends et al., 2010). Bei anderen Fragestellungen, z.B. Baumartenvergleiche hinsichtlich einer Grundwasserneu-bildungsmenge, sollten nach Möglichkeit nicht diese „Maximalwerte“ verwendet werden, sondern LAI-Werte, die über eine forstliche Umtriebszeit gemittelt wurden. Bei der Bewertung der Standardbestände ist auch zu beachten, dass sich Abweichungen bei kleineren LAI-Werten deutlich stärker auf die potenzielle Transpiration auswirken als bei höheren Werten (Hammel & Kennel, 2001).

Ebenfalls nach Baumart unterschieden wurde für die Standardbestände die Bestandeshöhe (Buche 34 m, Eiche 26 m, Fichte 36 m, Kiefer 30 m, Douglasie 40 m) und für Bayern die Mindestmächtigkeit der organischen Auflage. Da LWF-Brook90 das Wasserpotenzial der obersten Schicht zur Ermittlung der Bodenverdunstung verwendet, ist eine ausreichende Mächtigkeit der obersten Bodenschicht notwendig, um die Bodenverdunstung realistisch abzubilden und möglichst stabile numerische Simulationen des Wasserhaushaltes durchführen zu können. Sind für das zu ver-wendende Bodenprofile keine Angaben zum Auflagehumus vorhanden (Benning et al., 2020), empfiehlt es sich, mit Pauschalwerten zu arbeiten. So benutzen Thiele et al. (2017) und Schmidt-Walter et al. (2019) 5 bzw. 6 cm als Mächtigkeit für den Auflagehumus. Für Bayern wurden die Mindestmächtigkeiten in Abhängigkeit von der Baumart differenziert (Buche 3 cm, Eiche 4 cm, Fichte 5 cm, Kiefer 6 cm, Douglasie 4 cm). Am ausgewählten Bodenprofil gemessene höhere Humusmächtigkeiten wurden übernommen. Regionalisierte Auflagemächtigkeiten nach Zirle-wagen & von Wilpert (2011) sind für Baden-Württemberg verfügbar. Für Niedersachsen wurde ein statistisches Schätzmodell entwickelt, das die Mächtigkeit in Abhängigkeit vom Geländewasserhaushalt, der Nährstoffversor-gung und den Niederschlagsverhältnissen ermittelt. Die zugrunde liegenden Gesetzmäßigkeiten sind in Abbildung 4.3 visualisiert. Die Humusmächtigkeiten nehmen mit sinkender Nährstoffversorgung zu. Bei grundwasserbeein-flussten Standorten (32-35) steigt die Mächtigkeit mit geringer werdendem Flurabstand an. Bei den terrestrischen Standorten (40-44) ist die Mächtigkeit bei den mäßig sommertrockenen und trockenen Standorten am höchsten.

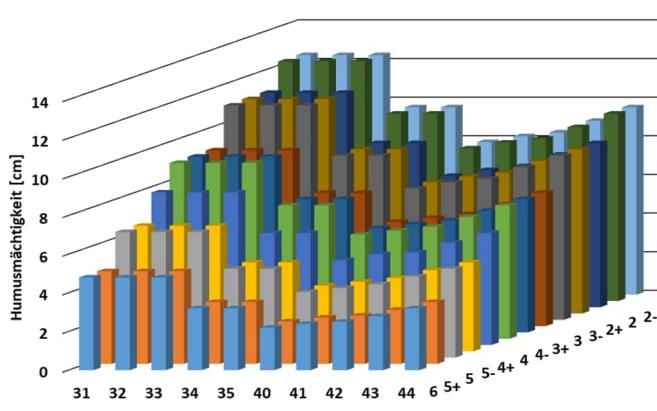


Abbildung 4.3: Schätzung der Humusmächtigkeit in Abhängigkeit von Geländewasserhaushalt und Nährstoffversorgung der niedersächsischen Standortskartierung bei einem langjährigen Mittel der Niederschlagsmenge von 700 mm. Die Ziffern beschreiben die folgenden Standorte: Moorstandorte: 31; Grundwasserstandorte: 32 (30-60 cm); 33 (60-100 cm); 34 (100-150 cm); 35 (> 150- ≈ 300 cm); die Zahlen in den Klammern beschreiben den mittleren Grundwasserstand der Vegetationszeit unter Geländeoberfläche. Stau- und grundwasserfreie Standorte: 40 (sehr frisch und nachhaltig frisch); 41 (frisch und vorratsfrisch); 42: (mäßig frisch); 43 (mäßig sommertrocken); 44 (trocken). Nährstoffversorgung: 2 (oligotroph); 3 (schwach mesotroph); 4 (gut mesotroph); 5 (europ); 6 (sehr gut versorgt). Die Varianten kennzeichnen etwas bessere (+) und schlechtere (-) Standorte.

4.2.6 Allgemeine Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90

Ein großer Teil der Parameter im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 gilt als flächen- und bestandsunabhängig oder wird zumindest in dieser Weise verwendet. Diese Standardparameter können der Modelldokumentation (Federer, 2021) entnommen werden. Im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche wurden dennoch alle Parameter überprüft. Dabei wurden sowohl die Parametrisierungen anderer Studien für spezifischen Standorte als auch direkte Messungen zu einzelnen Parametern berücksichtigt. Für die meisten Werte ergab sich kein substanzialer Veränderungsbedarf gegenüber den Werten aus der Modelldokumentation.

4.2.7 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen sind eine in den Umweltwissenschaften zunehmend genutzte Methodik, um durch ein verbessertes Modellverständnis belastbarere Aussagen bezüglich der Parametrisierung von Modellen, der Modellunsicherheiten und der Interpretation der Ergebnisse zu erhalten (Pianosi et al., 2016). Durch die Wahl von LWF-Brook90 als deterministisches Modell mit einer großen Zahl einstellbarer Parameter, hat sich die Durchführung von Sensitivitätsanalysen angeboten. Die Funktionsweise deterministischer Modelle ist grundlegend anders als bei stochastischen Modellen, die die Zielgröße auf der Grundlage der statistischen Zusammenhänge zwischen Eingangs- und Ausgabegrößen berechnen. Der Zustand der Zielgröße y lässt sich in stochastischen Modellen als Funktion von einem oder mehreren Prädiktoren direkt darstellen. Die Effektstärke einzelner Parameter oder Eingangsgrößen lässt sich dabei entweder direkt über deren Koeffizienten oder in parametrischen Tests (wie beispielweise der ANOVA) über Modellkoeffizienten und Signifikanzwerte berechnen. LWF-Brook90 als deterministisches Modell hingegen berechnet den Zustand eines Systems zu einem gegebenen Zeitpunkt durch die Abbildung physikalischer Gesetze aus dem jeweils zeitlich vorausgehenden Zustand. Durch die große Zahl an Gleichungen, die bei der Berechnung eines Zeitschritts gelöst werden und den zahlreichen Parametern, die jene Gleichungen genauer spezifizieren, ist es bei einfacher Ausführung des Modells nicht möglich zu sagen, wie groß der Einfluss einzelner Parameter auf den Modelloutput ist. Um herauszufinden, wie sensitiv das Modell auf welchen Wertebereich welcher Parameter reagiert, nutzt man Sensitivitätsanalysen. Dies ermöglicht eine bessere Einschätzung, welche Größen bei der Modellparametrisierung besonders sorgsam und intensiv bearbeitet werden sollten.

Die Parametersensitivität wurde mit globalen Sensitivitätsanalysen auf der Grundlage von Monte-Carlo-Simulationen bestimmt (Hornberger & Spear, 1981). Hierbei werden wiederholt Modellläufe gerechnet, bei denen die Parameter randomisiert aus vorher festgelegten Parameterräumen gezogen werden. In Groh et al. (2013) wird die Methodik wie folgt beschrieben:

„Die Modellläufe aus den Monte-Carlo-Simulationen werden in Abhängigkeit von einem Gütemaß, welches die Übereinstimmung von simulierten und beobachteten Zustandsgrößen quantifiziert, in zwei Gruppen von „guten“ (behavioral) und „schlechten“ (non-behavioral) Modellläufen aufgeteilt. Ein Parameter wird als umso sensitiver bewertet, je stärker sich die Verteilungen der Parameterwerte in der Gruppe der „guten“ Modellläufe von derjenigen in den „schlechten“ Modellläufen unterscheiden. [...]“

Für jede Fläche wurden 20.000 Modellläufe gerechnet, um die notwendige Reproduzierbarkeit der erzielten Ergebnisse zu gewährleisten (Ahrends et al., 2018). Als Zielfunktion wurde das gewichtete Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , Formel 4.3) zwischen Modell- und Messdaten genutzt, bei dem das Bestimmtheitsmaß um die Steigung der Ausgleichsgerade korrigiert wird (Krause et al., 2005). Zusätzlich zur Aussage des R^2 über die Varianz zwischen Mess- und Modelldaten wurde eine systematische Über- oder Unterschätzung der Messdaten so über den Bestrafungsterm quantifiziert. Als „gute“ Modellläufe wurden die 10 % der Läufe mit der höchsten Modellgüte identifiziert, also den höchsten R^2_{gew} -Werten. Die „guten“ und „schlechten“ Modellläufe wurden anschließend über den gesamten Wertebereich kumulativ addiert. Ob sich die Parameterwerte aus den „guten“ und „schlechten“ Läufen signifikant von einander unterscheiden, überprüfte ein Kolmogorov-Smirnov-Test bei einem Signifikanzniveau von $p = 0,05$. Wie stark die Sensitivität war, entschied die maximale Distanz (D_{max}) zwischen den kumulativen Verteilungskurven. Nach Harlin & Kung (1992) erfolgte die Unterteilung in hoch ($D_{max} > 0,2$, $p < 0,05$), mäßig ($0,2 > D_{max} > 0,1$, $p < 0,05$), schwach ($D_{max} \leq 0,1$, $p < 0,05$) und nicht ($p \geq 0,05$) signifikante Parameter. Als Messdaten wurden die zum Zeitpunkt der Durchführung bereits vollständig aufbereiteten Messdaten zu Bodenfeuchte und Bestandsniederschlag der Fichtenflächen Altensteig, Conventwald und Heidelberg, der Buchenflächen Conventwald und Heidelberg und der Eichenflächen Riedlingen und Würzburg herangezogen. Ergebnisse aus Bodenfeuchtedaten verschiedener Tiefen wurden gemittelt. Für jede Fläche wurden neben der Nutzung aller verfügbaren Messdaten zwei jahreszeitliche

Subsets der verfügbaren Messdaten erstellt, um Sensitivitätseffekte herauszuarbeiten, die nur in der Vegetationsperiode oder der Vegetationsruhe wirksam sind.

Abbildung 4.4 visualisiert diese Methodik. Zu sehen ist die Sensitivität von vier Parametern (MXKPL, PSICR, MXRTLN und FXYLEM, von links nach rechts). Die Zielgröße ist in diesem Fall die Bodenfeuchte in 60 cm Tiefe auf der Fichtenfläche des Standortes Altensteig, Nordschwarzwald. In den Scatterplots der obersten Reihe sind die Werte der Zielfunktion über den jeweiligen Werten des Parameters aufgetragen. Je größer die Werte, desto besser die Modellgüte. Ein Punkt entspricht einem Modellauf. Eine gleichförmige Verteilung der Punkte (oberste Zeile, rechts) zeigt an, dass eine Änderung des Parameters den Modelloutput wenig beeinflusst, die Wirkung auf die Zielgröße marginal ist und damit die exakte Bestimmung des Parameters im Rahmen der untersuchten Parameterspanne weniger entscheidend ist. Häufen sich gute Modellläufe in einem bestimmten Bereich (Abbildung 4.4, links), kommt der korrekten Bestimmung des Parameters eine größere Bedeutung zu. In der zweiten Reihe sind die kumulativen Verteilungskurven dargestellt, darunter die Übertragung auf die Signifikanzstärke.

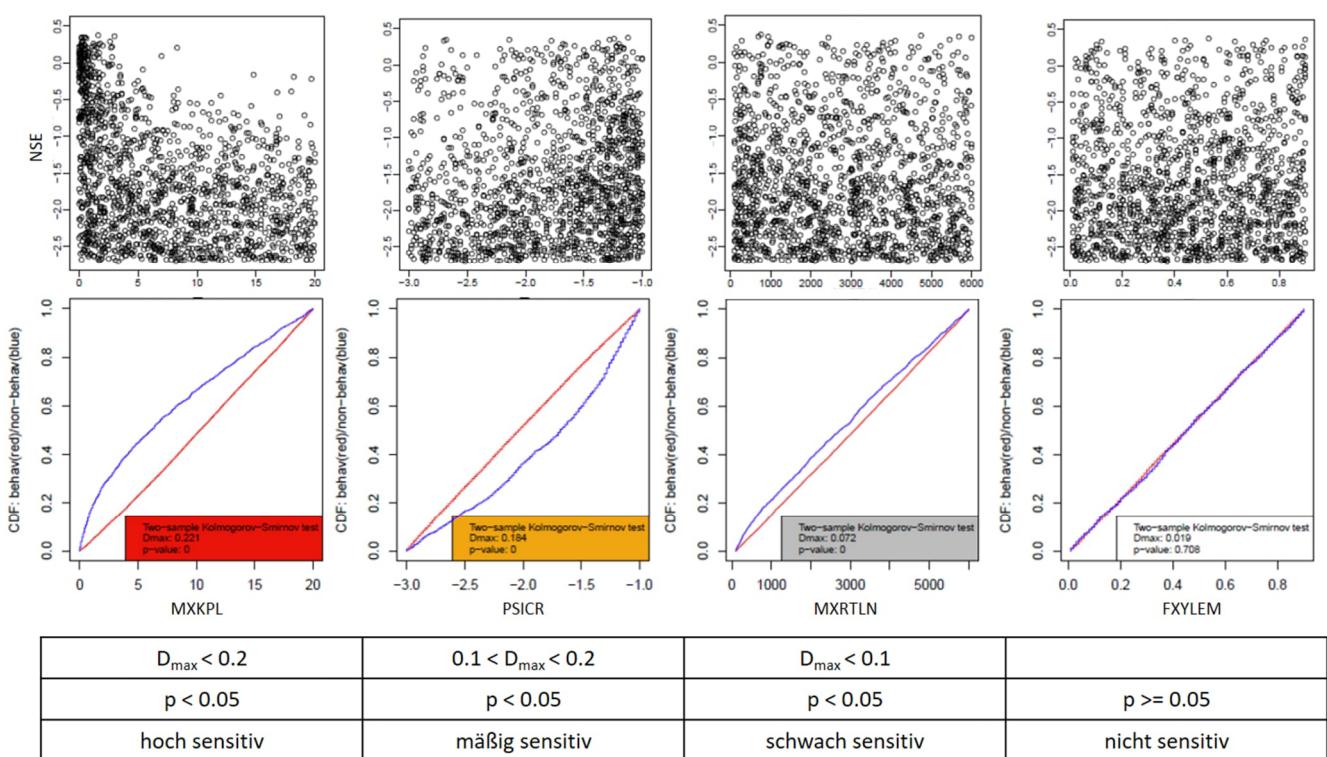


Abbildung 4.4: Visualisierung der Methodik der Sensitivitätsanalysen nach Hornberger & Spear (1981). Die obere Reihe (Dottypplots) zeigt die Werte der Zielfunktion über den jeweiligen Werten des Parameters. Die kumulativen Verteilungskurven (mittig) zeigen die Verteilung der Parameter in den besten 10% der Modellläufe (blaue Linie) gegenüber der Verteilung in den übrigen „schlechten“ Modellläufen (rote Linie). Die Tabelle (unten) beschreibt die Klassifikation auf Grundlage der statistischen Unterschiede. Dargestellt sind (von links nach rechts) die Parameter MXKPL, PSICR, MXRTLN und FXYLEM (Abkürzungen vgl. Tabelle 4.10; Abbildung verändert nach Morgenstern, 2015).

Bei den Parametern wurde zunächst eine methodisch bedingte Selektion durchgeführt. Nicht untersucht wurden Parameter, die durch in der Projektgruppe bereits beschlossene Entscheidungen auf einen bestimmten Wert festgelegt waren. Dies betrifft Bestandesparameter wie beispielsweise den maximalen LAI, Höhe oder Baumalter, die durch die Festsetzung von Standardbeständen definiert sind. Ebenfalls nicht berücksichtigt wurden hydrologische Parameter, die den Makroporenfluss (z.B. ILAYER und INFEXP) oder den Oberflächensättigungsabfluss (BYPAR) beschreiben. Da diese in der Fläche schwer zu parametrisieren sind, wird in den Modellanwendungen nur Matrixfluss abgebildet (vgl. Kapitel 4.4.1). Ebenfalls nicht mit in die Analyse eingeschlossen wurden bodenhydraulische Parameter, da deren Variabilität zwischen Flächen groß, die Sensitivität bekanntermaßen hoch ist und einige davon bereits im Fokus des Parametrisierungsprozesses standen. Für die restlichen Parameter wurden realistische Wertebereiche aus Literaturangaben (vgl. z.B. Tabelle 4.2 und Tabelle 4.3) zusammengestellt und aus diesen Bereichen nach uniformer Gleichverteilung Parameter gezogen.

4.2.8 Modellvalidierung an Flächen des intensiven forstlichen Monitorings

Alle potenziellen Parametrisierungen wurden auf Grundlage einer Validierungsdatenbank mit insgesamt 59 Versuchsflächen auf ihre Plausibilität geprüft. Abbildung 4.5 zeigt Lage und Hauptbaumart der Flächen, sowie weitere Kenndaten der Validierungsdatenbank. Mit 29 Monitoringflächen ist die Fichte die am häufigsten vertretene Baumart, gefolgt von der Buche mit 16 Flächen, der Kiefer mit 8 und der Eiche mit 5 Flächen. Nur eine Fläche hat Douglasie als vorherrschende Baumart. Bezüglich der Messtiefe finden sich 90 % der 309 Bodenwassermesswertgeber im obersten Meter des Mineralbodens. Immerhin 28 Messwertgeber liefern aber auch Informationen aus tieferen Bodenschichten. Insgesamt umfasst die Datenbank fast 1,02 Millionen Messwerte der Jahre 1977 bis 2019. Zusätzlich zu den Messdaten existieren für jede Fläche Standorts- und Bestandesinformationen, bodenphysikalische Daten der Bodenprofile und Klimadaten.

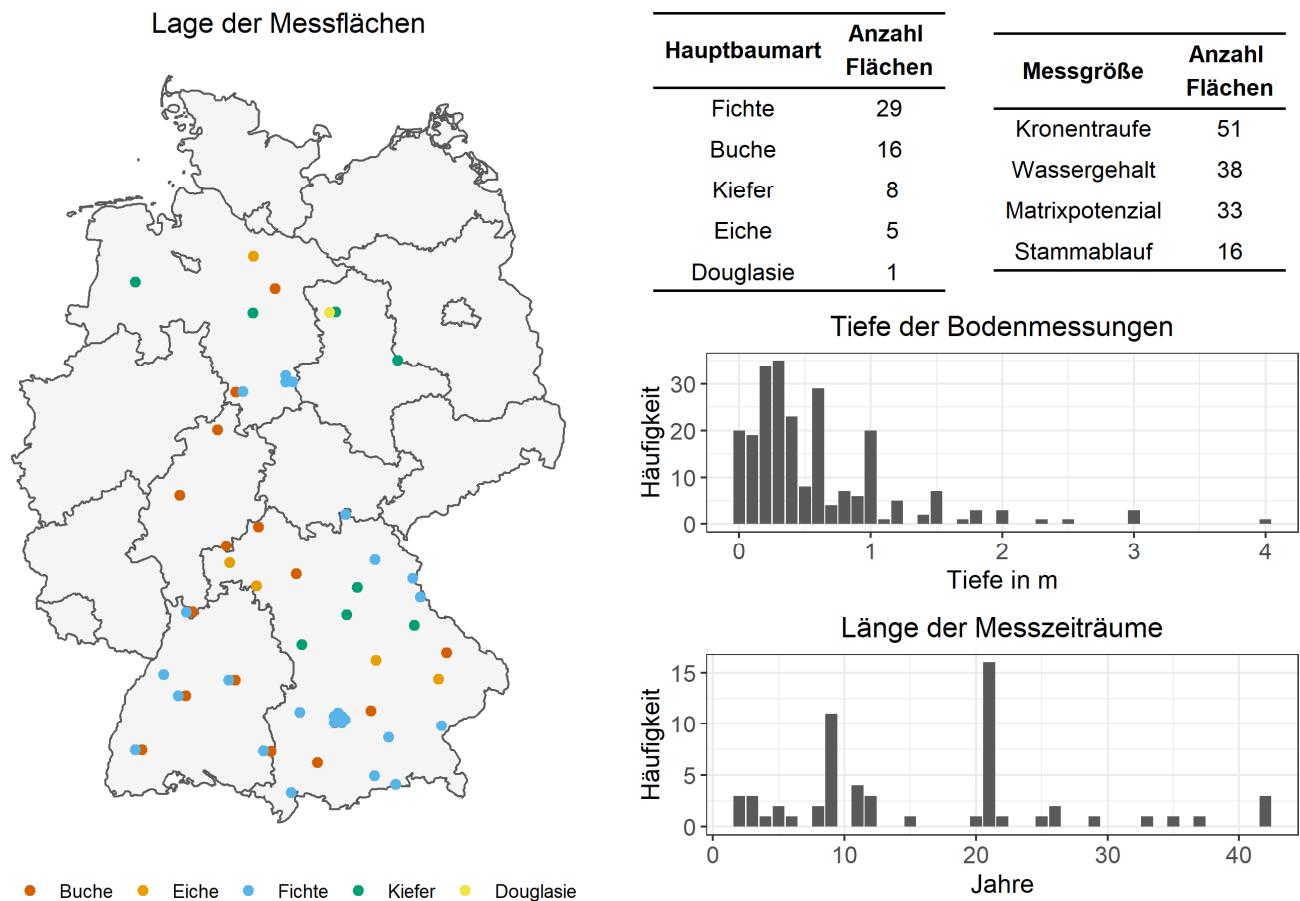


Abbildung 4.5: Lage und Hauptbaumart der Intensivmessflächen (links), Kenndaten zur Häufigkeit von Hauptbaumarten und Messgrößen (rechts oben) sowie Informationen zur Einbautiefe bodenhydrologischer Messwertgeber (Mitte) und Dauer der Messzeiträume (unten).

Zur Evaluierung der Parametrisierungsvarianten wurden für die Flächen Simulationen mit LWF-Brook90 durchgeführt und die gemessenen mit den modellierten Daten verglichen. Da LWF-Brook90 Stammablauf und Kronentraufe nicht separat aufführt, wurden Stammablaufdaten, wo vorhanden, zur Kronentraufe addiert und mit den Bestandsniederschlagsdaten des Modells verglichen. Bei Baumarten ohne nennenswerten Stammabfluss (Fichte, Kiefer, Douglasie, Eiche; Braun et al., 2022) wurden die Messdaten der Kronentraufe direkt als Bestandsniederschlag interpretiert. Matrixpotenzialwerte wurden zu pF-Werten logarithmiert. Um vor allem die Bodenaustrocknung beurteilen zu können, wurden die durch schnelle Wasserflüsse bedingten Matrixpotenzialänderungen nahe Sättigung vernachlässigt und nur Werte oberhalb $pF = 1,5$ berücksichtigt. Bei den Wassergehaltswerten kann der Grobboden im direkten Umfeld der Sonde den Wassergehalt stark beeinflussen (Francesca et al., 2010). Deshalb wurde eine Skelett- und Niveaumkorrektur durchgeführt. Die modellierten Wassergehaltswerte, die den Wassergehalt des Feinbodens abbilden, wurden erst um den Skelettgehalt korrigiert und anschließend im Niveau so angepasst, dass der Wassergehalt bei Feldkapazität der Feldkapazität der Messwertreihe entsprach (Abbildung 4.6). Bei einigen wenigen Messflächen führten sehr hohe mittlere Skelettgehalte zu unrealistischen Korrekturwerten, weshalb dort auf eine Adjustierung verzichtet wurde.

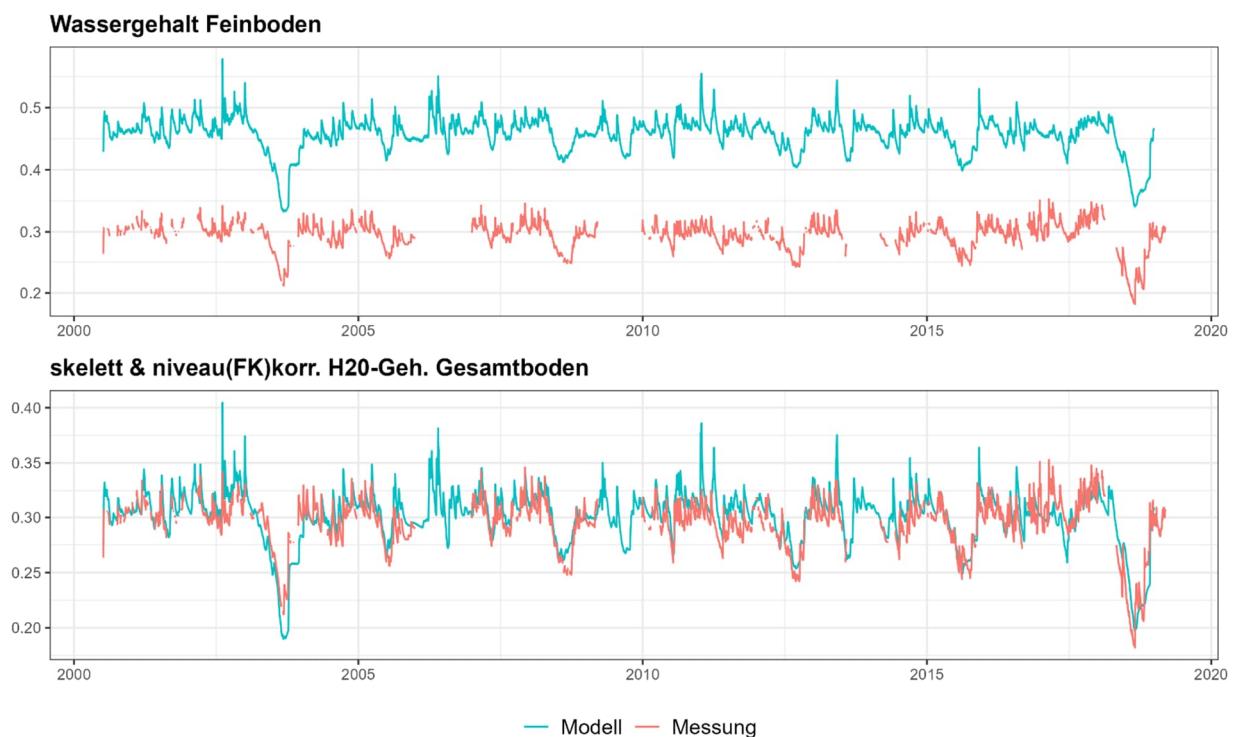


Abbildung 4.6: Skelett- und Niveaukorrektur des Wassergehalts am Beispiel des Messwertgebers in 40 cm Tiefe an der Fläche Flossenbürg.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Abgestimmte Parameterliste für LWF-Brook90

Die standortspezifischen Parameter sind in Tabelle 4.9 zusammengestellt. Neben der Hangneigung und der Exposition, die aus digitalen Geländemodellen (DGM) abgeleitet werden können, ergaben sich insbesondere bei dem Parameter DURATN regional deutliche Abweichungen zur einheitlichen Verwendung von 4 Stunden pro Tag (Abbildung 4.7). Nach der neu angepassten Funktion steigt mit zunehmendem Niederschlag (linear) und zunehmender Höhenlage (Einfluss hin zu größeren Höhenlagen leicht abnehmend) die durchschnittliche Dauer der Niederschlagsereignisse. Eine jahreszeitliche Differenzierung ergab sich vorwiegend in den Monaten Oktober und November. In diesen beiden Monaten ist mit länger andauernden Niederschlägen zu rechnen. Andererseits sind kürzere Niederschlagsereignisse in den Sommermonaten (Gewitterregen) kennzeichnend. Räumlich sind insbesondere die Alpen und die Mittelgebirgsregionen mit deutlich längeren Niederschlagsereignissen (bis über 7 Stunden pro Tag) hervorzuheben. Demgegenüber sind niederschlagsarme Gebiete (z.B. Nordostdeutschland) durch kürzere Niederschlagsereignisse (2-4 Stunden pro Tag, stark monatsabhängig) gekennzeichnet.

Die neu herausgearbeiteten baumartenspezifischen Parameter sind in Tabelle 4.10 zusammengestellt. Im Folgenden soll vorwiegend auf bedeutende Veränderung im Vergleich zur Standardparametrisierungen des Modells aus anderen Anwendungen (z. B. Hammel & Kennel, 2011; Thiele et al., 2017) eingegangen werden. Die bedeutsamsten Veränderungen betrafen die baumartenspezifischen Interzeptionsparameter. Diese sind baumartenspezifisch ausnahmslos überarbeitet worden. Dem Anwender sollte jedoch bewusst sein, dass die Interzeptionsparameter in engem Zusammenhang mit dem beschriebenen Vorgehen zur Ableitung von LAI und SAI zu sehen sind. Im Gegensatz zu den Standardwerten erfolgte neben der Interzeption auch bei weiteren Parametern eine Differenzierung nach Baumarten oder zumindest Bestandestypen auch bei weiteren Parametern. Dies gilt insbesondere für die Albedo mit und ohne Schnee (ALB und ALBSN), den Extinktionskoeffizienten für photosynthetisch aktive Strahlung in der Krone (CR), das Verhältnis von gesamter zu projizierter Blattfläche (RHTOP), die Blattbreite (LWIDTH) und die maximale Feinwurzellänge pro Bodenoberfläche (MXRTLN). Basierend auf zahlreichen Studien (Weemstra et al., 2017; Hertel, 2013; Kubisch et al., 2016; Gu et al., 2014) wurde der Feinwurzelradius (RTRAD) auf 0,25 mm anstatt der häufig verwendeten 0,35 mm gesetzt. Für den Widerstand der Bodenevaporation (RSSA) wurde aufgrund von Unterschieden im Modellcode zwischen LWF-Brook90 und Brook90 in Anlehnung an Hammel & Kennel (2001) der Wert 100 m s⁻¹ verwendet, anstatt von 500 m s⁻¹ nach Federer (2021).

Ein weiterer sensibler physiologischer Parameter ist die maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX, Wellpott et al., 2005), da von ihr die potentielle Transpiration abhängig ist. Entsprechend wurden die Ergebnisse eines aktuellen Reviews (Hoshika et al. 2018) bei der Parametrisierung berücksichtigt.

Umfangreiche Aktualisierungen ergaben sich auch bei der Ermittlung von LAI und SAI in Abhängigkeit von ertragskundlichen Kenngrößen. Eine entscheidende Voraussetzung war die baumartenspezifische Abschätzung der spezifischen Blattfläche (SLA). Neben aktualisierten Funktionen zur Abschätzung des maximalen LAI, wurde auch die Ableitung des LAI für die Vegetationsruhe angepasst. Für laubabwerfende Baumarten wurde dieser Parameter auf null gesetzt, für Fichte und Douglasie auf 0,8 des maximalen LAIs und für Kiefer auf 0,5 (Agren et al., 2008).

Alle weiteren „allgemeinen Parameter“ sind der Tabelle 4.11 zu entnehmen.

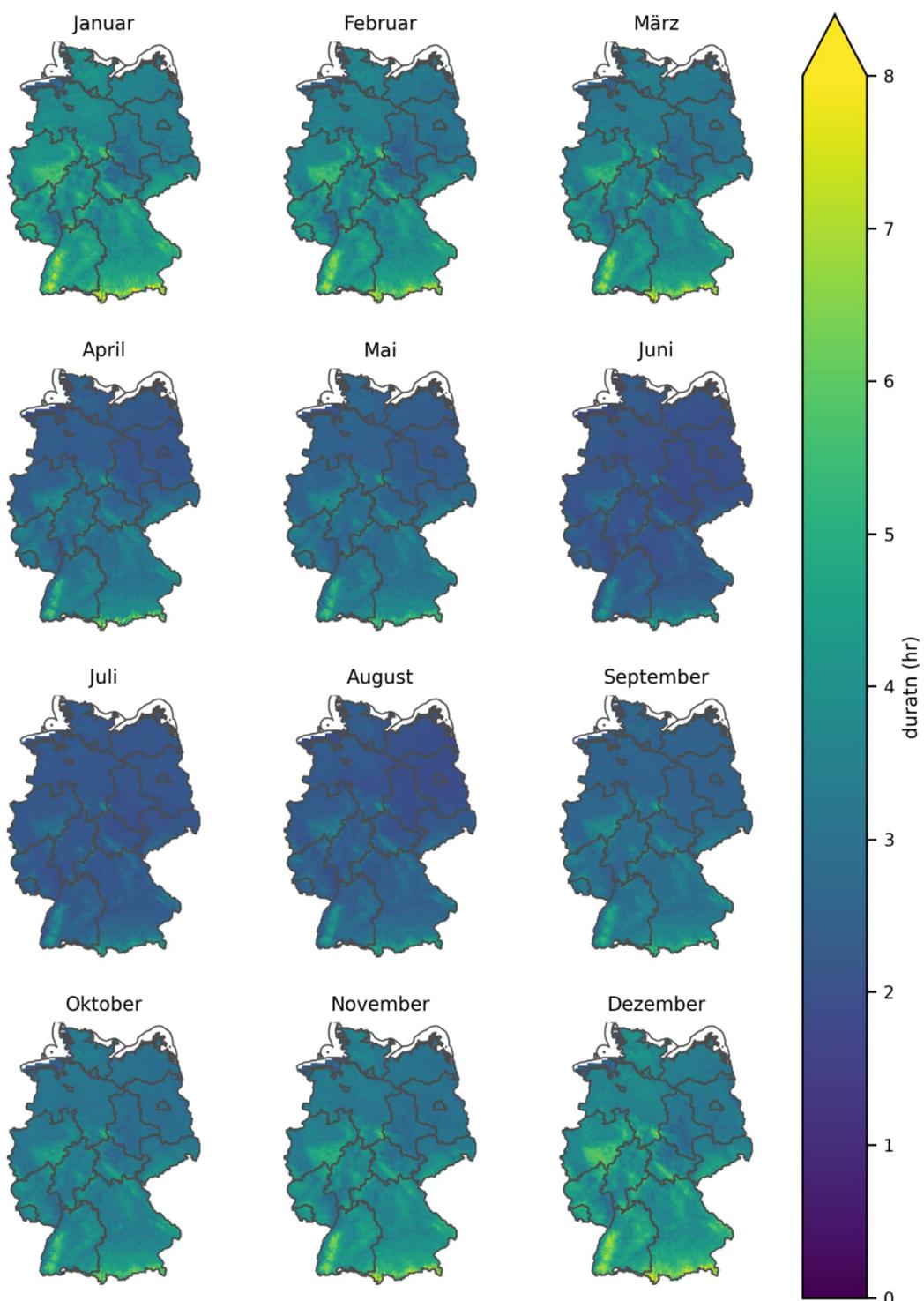


Abbildung 4.7: Durchschnittliche Dauer (in Stunden) von täglichen Niederschlagsereignissen (DURATN).

Tabelle 4.9: Lage- und standortspezifische Parameter in LWF-Brook90.

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
ASPECT	Exposition (von Nord über Ost)	Grad	
DSLOPE	Hangneigung zur Berechnung von hangparallelem Abfluss	Grad	
ESLOPE	Hangneigung zur Berechnung der Evapotranspiration und Schneeschmelze	Grad	
LENGTH	Hanglänge zur Berechnung von hangparallelem Abfluss	m	100
NLAYER	Anzahl der zu modellierenden Bodenschichten		-
NMAT	Anzahl der bodenphysikalisch charakterisierten Substrate (Horizonte)		-

Tabelle 4.10: Neuzusammenstellung der baumartenspezifischen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer	Douglasie
ALB	Albedo ohne Schnee	-	0,21	0,21	0,13	0,13	0,13
ALBSN	Albedo mit Schnee auf dem Boden	-	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	-	0,59	0,59	0,45	0,45	0,45
CPVD	Dampfdruckdefizit mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit	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 offenem Stomata pro projizierter Blattfläche	$m \cdot s^{-1}$	0,006	0,007	0,0035	0,0045	0,0025
GLMIN	Blattleitfähigkeit bei geschlossenen Stomata bezogen auf LAI	$m \cdot s^{-1}$	0,0002	0,0003	0,0001	0,0002	0,0001
LAI	maximaler Blattflächenindex	$m^2 \cdot m^{-2}$	6	4,5	7	3,5	6
LAIWINTER	Blattflächenindex außerhalb der Vegetationsperiode	$m^2 \cdot m^{-2}$	0	0	5,6	1,75	4,8
LWIDTH	Blattbreite	m	0,04	0,05	0,001	0,001	0,001
MXKPL	maximale Wasserleitfähigkeit im Baum	$mm \cdot d^{-1} \cdot MPa^{-1}$	8	8	8	8	8
MXRTLN	maximale Feinwurzellänge pro Bodenoberfläche	$m \cdot m^{-2}$	3200	3200	3000	3000	3000
PSICR	kritisches Blattwasserpotenzial	MPa	-2	-2,5	-2	-2,5	-2,5
R5	Untergrenze Sonneneinstrahlung mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit	W/m^2	100	100	100	100	100
RHOTP	Verhältnis gesamter zu projizierter Blattfläche	-	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	$m^2 \cdot m^{-2}$	1	0,9	2	0,8	0,8
SLA	spezifische Blattfläche	$m^2 \cdot kg^{-1}$	20	15	3,5	4	5
T1	Untergrenze Tagesmitteltemperatur für temperaturabhängige Stomataöffnung	°C	10	10	10	10	10
T2	Obergrenze Tagesmitteltemperatur für temperaturabhängige Stomataöffnung	°C	30	30	30	30	30
TH	Obergrenze Tagesmitteltemperatur für geschlossene Stomata	°C	40	40	40	40	40
TL	Untergrenze der Tagesmitteltemperatur für geschlossene Stomata	°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)	-	1921,8	1747,9	1848,1	1394,5	1848,1
b	b (Modell Menzel, 1997)	-	-348,1	-298,4	-317,0	-222,7	-316,97
durld	Dauer der Blattentfaltung	d	28	28	28	28	28
doylf	letztmöglicher Jahrtag des Beginns der Blattverfärbung (Modell von Wilpert, 1990)	doy	279	279	279	279	279
tblf	Temperaturschwelle Blattverfärbung (Modell von Wilpert, 1990)	°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
rootdepth	maximale Durchwurzelungstiefe (in Anlehnung an Meesenburg et al., 2004)	cm	160	200	120	200	160
beta	Beta-Wert zur Berechnung der Feinwurzelverteilung (Gale & Grigal, 1987)	-	0,966	0,966	0,976	0,976	0,976
humus	Mindestmächtigkeit der organischen Auflage (verwendet in Bayern)	cm	3,0	4,0	5,0	6,0	4,0

Tabelle 4.11: Neuzusammenstellung der allgemeinen Parameter für LWF-Brook90 (in alphabetischer Reihenfolge).

Parameter	Beschreibung	Einheit	Wert
BYPAR	1 um Makroporenfluss zu erlauben, 0 um ihn zu unterbinden	-	0
C1	Interzept (Verhältnis tatsächlicher zu potenzieller Sonneneinstrahlung gegen Sonnenscheindauer am Tag)	-	0,25
C2	Steigung (Verhältnis tatsächlicher zu potenzieller 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 rau geschlossene Kronen	-	0,05
CZS	Verhältnis Rauigkeit zu Bestandshöhe für glatte geschlossene Kronen	-	0,13
DPSIMX	maximale vertikale Potenzialdifferenz	kPa	0,01
DRAIN	Anteil des vertikalen Matrixflusses der untersten Bodenschicht zum Grundwasser	-	1
DSWMAX	maximale Änderungsrate der Bodenfeuchte	%	0,5
DTIMAX	maximaler Iterationszeitschritt	N d ⁻¹	0,5
FETCH	Wetterstation: Wirklänge des Aufwandes	m	5000
FXYLEM	Wasserleitfähigkeit im Xylem (höhere Werte reduzieren die Abhängigkeit von der Feinwurzelverteilung)	mm d ⁻¹ MPa ⁻¹	0,5
GRDMLT	Schneeschmelzrate 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
ILAYER	Anzahl der Schichten, über die die Infiltration verteilt wird, wenn INFEXP > 0 (Makroporenfluss)	-	1
IMODEL	Funktionswahl für pF/ku: 0 Clapp/Hornberger; 1 Mualem/van Genuchten	-	1
IMPERV	wasserundurchlässige Bodenoberfläche	-	0
INFEXP	Infiltrations-Exponent (0 Infiltration nur in erste Bodenschicht, 1 Verteilung gleichförmig mit Bodentiefe)	-	0
INTR	Interzeption Regen zu Beginn des Modellaufs	mm	0
INTS	Interzeption Schnee zu Beginn des Modellaufs	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 ⁻¹	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	-	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 ⁻¹	100
RSSB	Exponent der Beziehung Widerstand der Bodenevaporation zu Wasserpotenzial	-	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 ⁻¹	0,3
WNDRAT	Verhältnis zwischen Nacht- und Tageswindgeschwindigkeit	-	0,3
ZOG	Rauigkeitshöhe der Bodenoberfläche	m	0,02
ZOS	Rauigkeitslänge der Schneeoberfläche	m	0,001
ZOW	Wetterstation: Rauigkeits-Parameter	m	0,005
ZMINH	Referenzhöhe der Klimavariablen über dem Bestand	m	2
ZW	Wetterstation: Messhöhe der Windgeschwindigkeit über Grund	m	10
inirlen	Anfangswert Wurzellänge pro Bodenfläche	m m ⁻²	10
inirdep	Anfangsdurchwurzelungstiefe	m	0,25
rgrorate	Rate vertikales Wurzelwachstum	m a ⁻¹	0,033
rgroper	Periode des Nettowurzelwachstums	a	0

Bodenhydraulische Parameter (pF-Kurve und Wasserleitfähigkeit) wurden in LWF-Brook90 über die Mualem – van Genuchten Funktion abgebildet (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980). Die Parameter wurden über Pedotransferfunktionen aus bodenphysikalischen Kenngrößen geschätzt, da in der Regel bei den verwendeten Bodenprofilen hierzu keine Messungen vorlagen. Die Ergebnisse einer Überprüfung verschiedener Pedotransferfunktionen für Bodenartengruppen finden sich in Abbildung 4.8, Tabelle 4.12 und Tabelle 4.13.

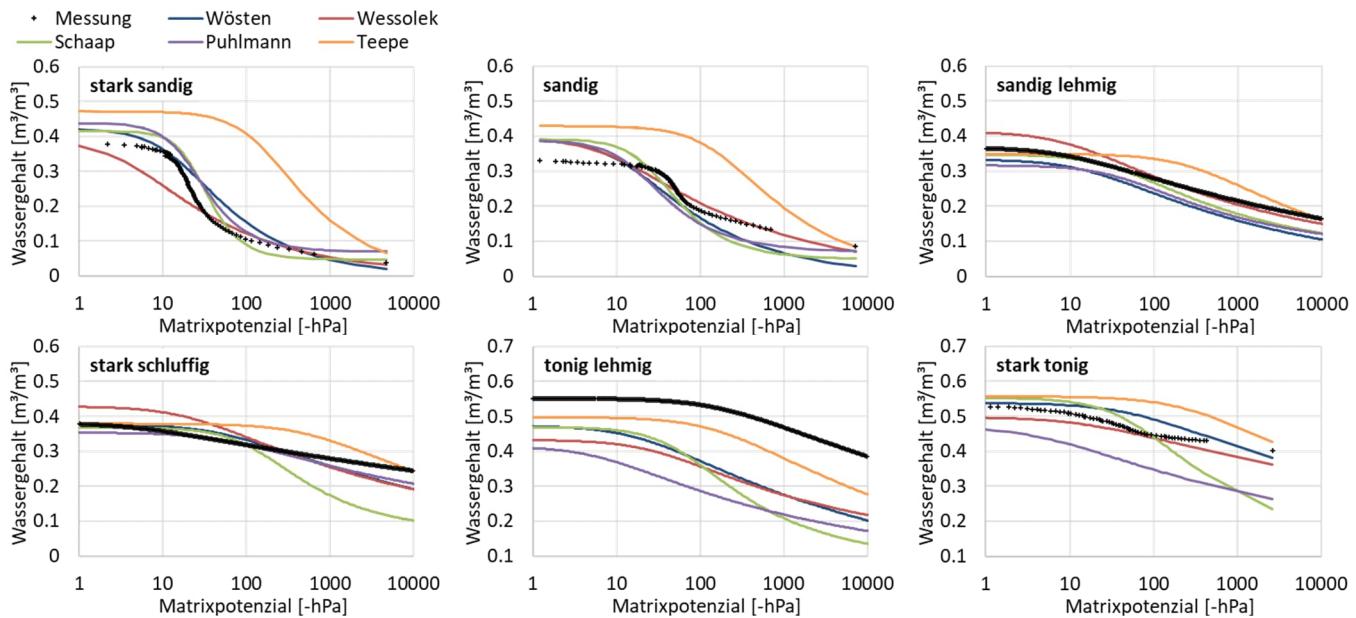


Abbildung 4.8: Beispiele für Wasserspannungskurven verschiedener Bodenartengruppen: Messungen und Pedotransferfunktionen.

Tabelle 4.12: Anpassungsgüte direkt gefitteter (Fit) und mit verschiedenen Pedotransferfunktionen ermittelter Wasserspannungskurven nach Bodenartengruppe (R^2_{gew} : gewichtetes Bestimmtheitsmaß nach Formel 4.3, RMSE: Quadratwurzelfehler)

Bodenartengruppe		Fit	Wösten	Tóth	Wessolek	Schaap	Zhang	Puhlmann	Teepe
alle	R^2_{gew}	0,9985	0,6997	0,6087	0,4308	0,6222	0,6263	0,4895	0,5344
n = 48	RMSE	0,0045	0,0834	0,1105	0,0943	0,1060	0,0905	0,1177	0,1301
stark sandig	R^2_{gew}	0,9906	0,7281	0,4619	0,1683	0,5835	0,5483	0,5145	0,2925
n = 8	RMSE	0,0092	0,0858	0,0833	0,0889	0,0945	0,1035	0,0737	0,2154
sandig	R^2_{gew}	0,9976	0,5665	0,6029	0,1715	0,6508	0,5404	0,5047	0,4697
n = 8	RMSE	0,0074	0,0831	0,0807	0,1369	0,0817	0,0761	0,1022	0,1439
sandig lehmig	R^2_{gew}	0,9965	0,8337	0,7177	0,4140	0,8246	0,8811	0,6710	0,6645
n = 8	RMSE	0,0062	0,0579	0,0795	0,1052	0,0580	0,0576	0,0922	0,1240
stark schluffig	R^2_{gew}	0,9986	0,6734	0,5807	0,4350	0,5560	0,6254	0,5936	0,5244
n = 8	RMSE	0,0027	0,0853	0,1092	0,1003	0,1172	0,1005	0,1115	0,1680
tonig lehmig	R^2_{gew}	0,9982	0,5801	0,6085	0,4250	0,5818	0,5730	0,4461	0,7136
n = 8	RMSE	0,0023	0,0997	0,1277	0,0891	0,1147	0,0946	0,1280	0,0771
stark tonig	R^2_{gew}	0,9988	0,6888	0,5515	0,6487	0,5259	0,5984	0,5910	0,7299
n = 8	RMSE	0,0017	0,0790	0,1307	0,0588	0,1224	0,0945	0,1466	0,0595

Bei den pF-Kurven (Abbildung 4.8, Tabelle 4.12) schnitt Wösten et al. (1999) durchgehend gut ab mit etwas schlechteren Ergebnissen für die sandigen und tonig-lehmigen Horizonte. Tóth et al. (2015), eine Neuauswertung der bei Wösten et al. (1999) verwendeten Daten, ergab keine Verbesserung. Wessolek et al. (2009) lag qualitativ, wie auf Grund der geringeren Anzahl berücksichtigter Bodenparameter erwartet, hinter Wösten et al. (1999). Bei RMSE und unter Berücksichtigung aller Horizonte wurde aber immerhin Rang drei erreicht. Im sandigen Bereich wurden die möglichen Stärken der Funktion nach Wessolek et al. (2009) nicht deutlich, da nicht zwischen Grob-, Mittel- und Feinsand unterschieden werden konnte. Gute Ergebnisse ergaben sich für lehmig-tonige und tonige Bodenhorizonte. Schaap et al. (2001) zeigte eine ordentliche Performance für Sande und lehmige Sande, nicht aber für Schluffe und tonreichere Horizonte. Ähnliches galt für die methodisch leicht überarbeitete Neuauswertung nach Zhang & Schaap (2017). Puhlmann & von Wilpert (2011) zeigte sich gut geeignet im sandig und sandig-lehmigen Bereich, hatte aber Defizite vor allem bei Tonböden und weniger stark bei Schluff- und Lehmböden. Teepe et al. (2003) belegte im RMSE aller Horizonte den letzten Platz, konnte aber trotzdem bei Lehmen und Tonen überzeugen.

Tabelle 4.13: RMSE für direkt gefittete (Fit) und mit Pedotransferfunktionen ermittelte Beziehungen des Zehnerlogarithmus der Wasserleitfähigkeit (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) in cm pro Tag (Anzahl der analysierten Bodenproben in Klammern).

Bodenartengruppe	Fit	Wösten	Wessolek	Schaap	Puhlmann*
alle (48)	0,2599	0,8921	0,9696	1,0610	1,4462
stark sandig (8)	0,1507	1,7351	0,8456	1,1258	1,0063
sandig (8)	0,1730	0,7297	0,7014	0,6455	0,5757
sandig lehmig (8)	0,2780	0,9308	0,8972	0,9207	1,0237
stark schluffig (8)	0,2601	1,1321	1,2822	1,4740	31,1416
tonig lehmig (8)	0,2539	0,6601	1,0926	1,0120	1,2999
stark tonig (8)	0,3054	0,5477	0,7039	0,9466	2,1158

*vier Ah-Horizonte mit Trockenraumdichten < 0,62 g cm⁻³ und ein Cv-Horizont mit einem Tongehalt < 1% wurden nicht berücksichtigt

Ein Vergleich der Wasserleitfähigkeiten (Tabelle 4.13) konnte nur für die Pedotransferfunktionen Wösten et al. (1999), Wessolek et al. (1999), Schaap et al. (2001) und Puhlmann & von Wilpert (2011) erfolgen, da nur hier die entsprechenden Parameter der Mualem - van Genuchten Beziehung mit ausgewertet wurden. Wösten et al. (1999) zeigte die besten Übereinstimmungen, gefolgt von Wessolek et al. (2009) und Schaap (2001). Für sandige Horizonte, nicht aber für Schluff-, Lehm- und Tonböden war die Übereinstimmung bei Wessolek et al. (2009) noch etwas besser als bei Wösten et al. (1999). Puhlmann & von Wilpert (2011) ergab bei weitem die höchsten RMSE-Werte.

Für Bayern lagen Korngrößenanteile, Lagerungsdichte und Humusgehalt für die Horizonte der den Standortseinheiten zugeordneten Bodenprofile vor. Dementsprechend wurde die Pedotransferfunktion nach Wösten et al. (1999) verwendet, die die entsprechenden Analysewerte berücksichtigt und damit auch locker gelagerte und humusreiche Waldbodenhorizonte gut charakterisieren kann. Für Baden-Württemberg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt beschränkten sich Angaben zur Textur in der Regel auf Korngrößenklassen, wodurch die Verwendung der Pedotransferfunktion nach Wessolek et al. (2009) nahelag. Dadurch konnte auch eine Unterscheidung von Reinsanden hinsichtlich der Anteile an Fein-, Mittel- und Grobsand erfolgen, die insbesondere bei Sandstandorten quartären Ursprungs bedeutsam ist.

4.3.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen und sensitive Parameter

In Tabelle 4.14 sind die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen dargestellt. Aufgelistet sind nur jene Parameter, die auf mindestens einer Fläche als „hoch sensitiv“ identifiziert wurden. Jede Zahl steht für einen hoch sensitiven Effekt, welche in der rechten Spalte aufsummiert die Reihenfolge der Parameter bestimmt. Die maximal mögliche Auftretshäufigkeit ist 42 (7 Flächen, 2 Messgrößen, 3 Untersuchungszeiträume).

Tabelle 4.14: Ranking der 18 sensitivsten Parameter in LWF-Brook90.

Parameter	Bodenwassergehaltsmessungen	Bestandsniederschlagsmessungen	Summe
DURATN	3	14	17
R5	14	0	14
GLMAX	12	0	12
RSTEMP	6	2	8
GLMIN	7	0	7
LWIDTH	0	6	6
ALB	5	0	5
FRINTL	0	5	5
PSICR	4	0	4
CINTRL	0	4	4
WNDRAT	0	3	3
CZR	1	2	3
CVPD	2	0	2
RSSA	2	0	2
RSSB	2	0	2
FSINTL	0	2	2
FRINTS	0	1	1
FSINTS	0	1	1

Der am häufigsten als sensitiv eingestufte Parameter war die Dauer der Niederschlagsereignisse (DURATN), welcher hauptsächlich auf den Bestandsniederschlag wirkt. Es folgten die zwei transpirationswirksamen Parameter R5 (Sonneneinstrahlung, ab welcher die Blattleitfähigkeit die Hälfte des Leitfähigkeitswertes der maximalen Sonneninstrahlung annimmt) und GLMAX (maximale Blattleitfähigkeit). Auch für die minimale Blattleitfähigkeit (GLMIN)

ergaben sich sieben hoch sensitiven Erwähnungen. RSTEMP, die Basistemperatur für die Trennung von Niederschlag in Regen und Schnee, zeigte Sensitivität sowohl beim Bestandsniederschlag als auch bei den Bodenwassergehalten. Es folgen Blattbreite (LWIDTH), Albedo (ALB), der Anteil interzeptierten Niederschlags je Einheit LAI (FRINTL), die kritische Bodenwasserspannung (PSICR) und die Interceptionsspeicherkapazität des Bestandes je Einheit LAI (CINTRL). Der Parameter WNDRAT, das durchschnittlichen Verhältnis der Nachtwindgeschwindigkeit zur Tageswindgeschwindigkeit, erwies sich bei der Fläche Conventwald-Fichte und den beiden betrachteten Eichenflächen im Winter als hoch sensitiv für den Bestandsniederschlag. Alle weiteren Parameter wiesen nur noch auf einzelnen Flächen eine signifikante Sensitivität auf.

4.3.3 Validierung von Bestandsniederschlag und Bodenfeuchte an Intensivmessflächen

Abbildung 4.9 zeigt die Verteilung der Modellgüte aller Messwertgeber, bei denen durch visuelle Überprüfung der Messdaten kein systematischer Fehler in den Boden- oder Bestandesdaten ausgemacht werden konnte. Die Anzahl der Messzeitreihen, die in die Endbilanz eingingen, betrug 50 für den Bestandsniederschlag, 156 für den Wasser gehalt und 153 Matrixpotenzialmessungen. Als quantitatives Gütemaß ist oben links der Quadratwurzelfehler (RMSE) dargestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit zwischen den Messgrößen aufgrund unterschiedlicher Skalen (mm, pF und %) ist oben rechts der normierte Quadratwurzelfehler (nRMSE) dargestellt, bei dem der RMSE-Wert durch den Mittelwert der Messreihe geteilt wurde. Er bildet somit für jede Messzeitreihe die Abweichung in Prozent des durchschnittlichen gemessenen Werts ab. Als qualitative Gütemaße sind das Bestimmtheitsmaß (R^2) zwischen Mess- und Modelldaten und das gewichtete Bestimmtheitsmaß (R^2_{gew} , vgl. Formel 4.3) dargestellt. Über den Boxplots ist zudem der Median der Gütemaße aller Messwertreihen aufgetragen.

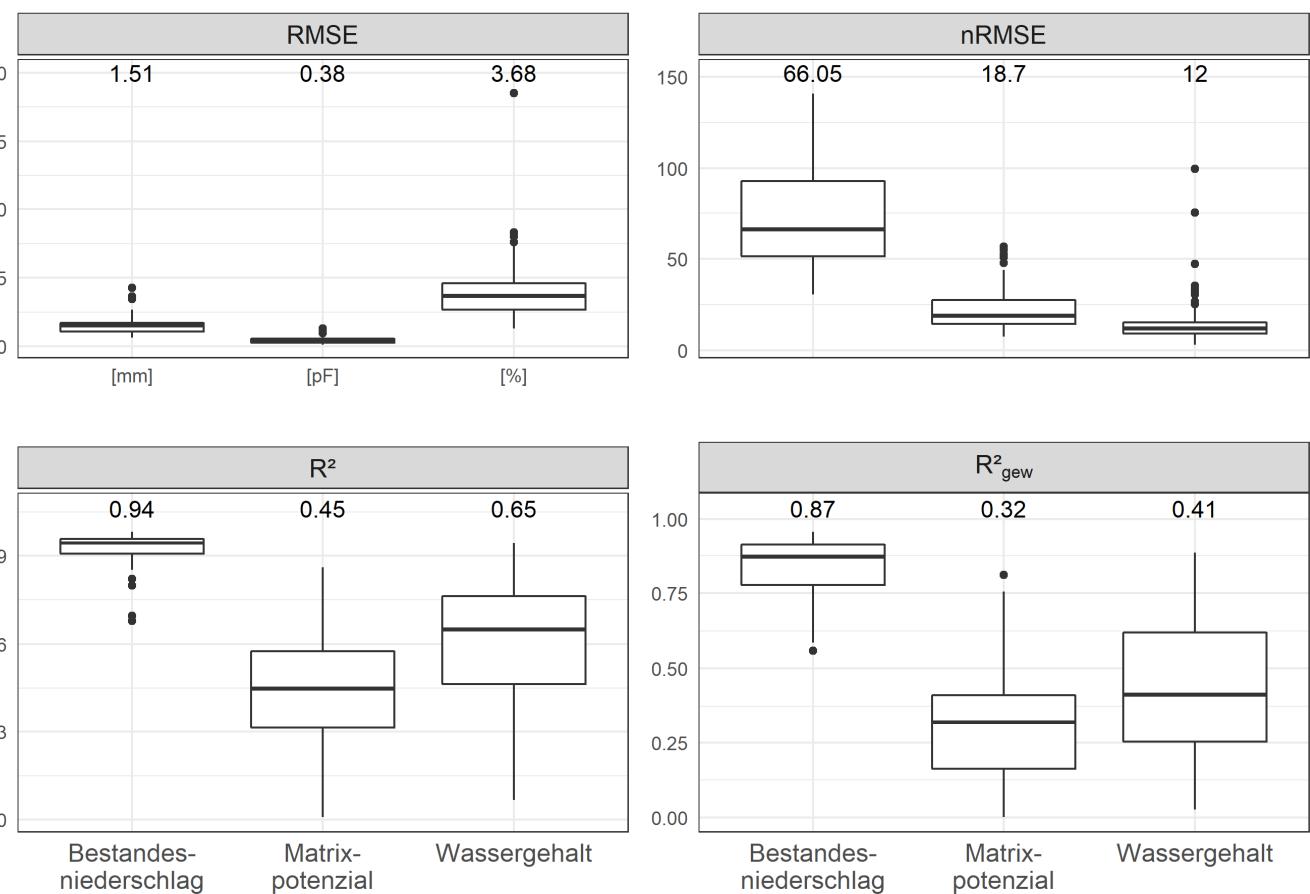


Abbildung 4.9: Modellgütekriterien der Evaluierung von Bestandsniederschlag (links), Matrixpotenzial (Mitte) und Wassergehalt (rechts).

Die unterschiedlichen Gütemaße sind je nach Datensatz unterschiedlich aussagekräftig. In der Regel zeigen R^2 und R^2_{gew} über die Quantifizierung der Streuung wie akkurat die Modellierung die Messwerte nachbildet, während sich über den RMSE die absolute Abweichung von den Messwerten in der jeweiligen Einheit einschätzen lässt. Über den nRMSE wird der RMSE in Relation zum mittleren Wertebereich der Messzeitreihe gesetzt.

Der modellierte Bestandsniederschlag hatte über alle 50 Messzeitreihen im Mittel eine Abweichung von 1,5 mm.

Da die Häufigkeitsverteilung der Bestandesniederschlagswerte aber extrem rechtsschief war und von sehr vielen kleinen Werten dominiert wurde (1,5 mm entspricht dem 71. Perzentil – 70 % der Messwerte sind kleiner 1,5 mm), wurde der nRMSE in Relation zur durchschnittlichen Bestandesniederschlagsmenge mit 66,05 % entsprechend hoch. Anhand der qualitativen Gütemaße sieht man jedoch, dass die Parametrisierung des Bestandesniederschlags sehr gute Ergebnisse lieferte (R^2 von im Mittel 0,94). Das Gütemaß R^2_{gew} , welches die Steigung der Ausgleichsgeraden zwischen gemessen und modelliert als Bestrafungsterm auf den R^2 anwendet, fiel nur geringfügig schlechter aus (0,87) und belegt, dass die systematische Über- oder Unterschätzung durch die Parametrisierung gering war. Die Matrixpotentialmodellierung hatte mit 0,38 den geringsten RMSE. Dies war jedoch dadurch bedingt, dass sich die pF-Skala der untersuchten Daten nur zwischen 1,5 und 5,2 bewegte. Die Streuung der modellierten Werte war jedoch hoch. R^2 (0,45) und R^2_{gew} (0,32) waren beim Matrixpotential von allen Messgrößen am geringsten. Beim Wassergehalt wurden mit der gewählten Parametrisierung im Schnitt über alle Messzeitreihen 3,68 % Abweichung erreicht, was 12 % des durchschnittlichen Wassergehalts von etwa 30 % entspricht. Ein Bestimmtheitsmaß von im Mittel 0,65 und ein R^2_{gew} von 0,41 bedeuteten jedoch eine akkurate Abbildung der Messwerte als beim Matrixpotential.

4.4 Diskussion

4.4.1 Festlegung und Auswahl der Modellparameter

Im Rahmen der Modelparametrisierung von LWF-Brook90 wurde ein hybrider Parametrisierungsansatz verwendet. Dieser Ansatz berücksichtigt sowohl die Erfahrungen einer Vielzahl von Modellnutzer*innen als auch wissenschaftliche Erkenntnisse aus aktuellen Reviews und eigenen Weiterentwicklungen zur Parametrisierung. Für den überwiegenden Anteil der ungefähr hundert Modellparameter bestätigte sich, dass mit den von Federer (2021) vorgeschlagenen Standardparametern solide Modellergebnisse zu erzielen sind. Bei den notwendigen Anpassungen lassen sich zwei Arten von Modellparametern unterscheiden: Zum einen Parameter, die nach aktuellem Stand der Forschung korrigiert werden sollten, aber nur einen äußerst geringen Einfluss auf das Modellergebnis haben (z. B. Feinwurzelradius, RTRAD). Bei der zweiten Art handelt es sich um Parameter, bei denen sich schon kleine Schwankungen direkt in den Ergebnissen der Simulationen widerspiegeln. Um welche Parameter es sich hierbei handelt, konnte über Sensitivitätsanalysen herausgearbeitet werden (Tabelle 4.14). Entsprechend wird im Folgenden der Fokus überwiegend auf diese Parameter gelegt.

Für den äußerst sensiblen Parameter DURATN empfiehlt Federer (2021) im Wertebereich von zwei bis acht Stunden Kalibrierungen durchzuführen. Dieses entspricht ziemlich genau dem in Abbildung 4.7 angegebenen Wertebereich für die monatsspezifischen regionalen Karten. Entsprechend erlaubt das entwickelte Schätzmodell eine verbesserte Berücksichtigung unterschiedlicher jährlicher Niederschlagsmengen und -verteilungen in verschiedenen Untersuchungsgebieten. Insbesondere bei der Modellevaluierung an süddeutschen Standorten des intensiven Umweltmonitorings ergaben sich deutliche Verbesserungen in der Modellperformance bei Verwendung der vorgeschlagenen Funktion.

Die Untergrenze der Sonneneinstrahlung mit halbmaximaler Blattleitfähigkeit (R5) ist ebenfalls ein äußerst sensibler Modellparameter. Es gibt jedoch nur wenige Daten und Anhaltspunkte, um diesen Wert zu optimieren. Die Arbeit von Zweifel et al. (2002) zeigt jedoch beispielhaft für einen Fichtenbestand, dass der realistische Wertebereich für R5 durch einen Wert von 100 W m^{-2} recht gut getroffen wird.

Ein ebenfalls besonders sensibler Parameter war die maximale Blattleitfähigkeit (GLMAX). Dieser Wert wird in zahlreichen Studien (Combalicer et al., 2008; Federer et al., 2003; Panferov et al., 2009) baumartenunabhängig gewählt. Dieses Vorgehen wird unter anderen durch drei Reviews (Kelliher et al., 1995; Körner, 1995; Schulze et al., 1994) gerechtfertigt, die alle zu dem Ergebnis kamen, dass sich keine signifikanten pflanzenspezifischen Unterschiede nachweisen lassen. Entsprechend empfehlen auch White et al. (2000) einen mittleren Wert von $0,0060 \text{ m s}^{-1}$ zu verwenden, der etwas über dem von Federer et al. (2003) für Laub- und Nadelwälder empfohlenen Wert von $0,0053 \text{ m s}^{-1}$ liegt. Die in dieser Arbeit verwendeten Werte eines Reviews von Hoshika et al. (2018) liegen im Mittel über die Hauptbaumarten Mitteleuropas (Tabelle 4.2: $0,0056 \text{ m s}^{-1}$) oder die entsprechenden Gattungen (Tabelle 4.3: $0,0051 \text{ m s}^{-1}$) exakt in diesem Wertebereich. Nach den baumarten- bzw. baumgattungsspezifischen Werten sind die Laubbäume allerdings durch höhere und die Nadelbäume durch niedrigere Leitfähigkeiten gekennzeichnet. 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., 2018). Bei der hohen

Sensitivität des Parameters, insbesondere im Hinblick auf die Transpiration, erscheint die Verwendung artspezifischer Werte empfehlenswert. Die Validierung der Modellparametrisierung anhand von Bodenwassergehaltsänderungen konnte den Wert eines differenzierten Vorgehens zumindest in Teilen bestätigen. Auch eine zusätzliche Modellevaluierung anhand der Xylemsaftflussmessungen der SAPFLUXNET Initiative (Fleck et al., 2023c) bestätigt dies. Dennoch bleibt festzuhalten, dass die baumartenspezifische Parametrisierung immer noch eine erhebliche Unsicherheit aufweist und die angegebenen Wertebereiche für manche Baumarten nur auf einer geringen Anzahl an Untersuchungen basieren. Insbesondere bei dem direkten Vergleichen von Baumarten mit schlechter Datengrundlage (z. B. Kiefer gegenüber Douglasie) bleibt ein erhebliches Maß an Restunsicherheit. Entsprechende Aussagen hinsichtlich der Unsicherheiten und Problemen bei einer gesicherten Ableitung des Modellparameters gelten auch für die minimale Leitfähigkeit eines Bestandes (GLMIN).

Die modellsensitive Basistemperatur für die Trennung von Niederschlag in Regen und Schnee (RSTEMP) wurde in Anlehnung an die Empfehlung von Federer (2021) und anderer Studien (Lopes & Vogel, 2008) mit -0,5 °C unverändert übernommen.

LWIDTH ist die Blattbreite (leaf width – Definition siehe Mollick et al., 2011), die zur Bestimmung des Blattgrenzflächenwiderstands verwendet wird. Bei den Angaben aus der Literatur (Markart et al., 2012; Carr & Loague, 2012; Holst et al., 2010; Combalicer et al., 2008) zeigen sich insbesondere bei Laubbäumen stark schwankende Angaben, die teilweise stark von dem in Federer (2021) vorgeschlagenen Standardwert von 0,1 m für Laubbäume abweichen. Da die Blattbreite bei der Sensitivitätsanalyse einen nicht unbedeutenden Einfluss auf die Interzeptionsverdunstung zeigte, sollten hier möglichst realistische Werte eingesetzt werden. Die Blattbreite ist ein messbarer Parameter, der durch Scannen (z. B. Canon, CanoScanLiDe 200, Tokio) und die Auswertung mit entsprechender Software (z. B. WinFOLIA, Régent Instruments Inc. – Image Analysis for Plant Science, Québec, Canada) bestimmt werden kann. Dementsprechend basieren die hier zur Modellparametrisierung empfohlenen Werte auf Messungen von vielen Tausenden Blättern und Nadeln, die hauptsächlich an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) durchgeführt wurden.

Hinsichtlich der Parameter ALB und ALBSN zur Charakterisierung der Albedo mit und ohne Schneebedeckung zeigt die Literaturoauswertung, dass in den meisten Studien die von Federer et al. (2003) vorgeschlagenen Standardwerte, differenziert nach Laub- und Nadelwäldern verwendet werden. In dem Review von Breuer et al. (2003) ergaben sich im Mittel etwas größere Differenzen zwischen Laub- und Nadelbäumen, die entsprechend auch in die Parameterempfehlung eingearbeitet wurden.

Das kritische Blattwasserpotenzial (PSICR) variiert für die meisten Pflanzenarten zwischen -1,5 bis -3,0 MPa. Werte aus Modellanwendungen von Brook90 bzw. LWF-Brook90 ergeben ein Wertespektrum von -1,5 bis -5,3 MPa mit einem Mittelwert von -2,5 MPa. Nimmt man als Grenze die einsetzenden Verluste (10 %) der Xylemleitfähigkeit nach dem Review von Czajkowski et al. (2009) ergeben sich für Fichte und Buche Potenziale von -2,0 MPa und für Eiche, Kiefer und Douglasie von -2,5 MPa. Eine genauere Differenzierung erscheint mit den aktuell verfügbaren Datengrundlagen nicht möglich.

Wie in der Einleitung beschrieben, werden die Interzeptionsparameter in verschiedenen Studien sehr unterschiedlich gehandhabt (konstant - Thiele et al. 2017; jahreszeitlich - Schmidt-Walter et al., 2019; jährlich variabel - Vilhar et al., 2010). Bei insgesamt acht Parametern, die in eine Kalibrierung einbezogen werden können, ist eine Vielzahl möglicher Kombinationen denkbar. Entsprechend wurde in dieser Arbeit der Versuch einer „globalen“ Parameterableitung unternommen und umgesetzt. Insbesondere durch die regional differenzierte Ableitung von DURATN auf monatlicher Basis hat sich die Anwendbarkeit der „globalen Parameter“ deutlich verbessert. Grenzen bestehen bei den Baumarten, die nur in geringem Stichprobenumfang in die Parameterableitung eingegangen sind. So stand zum Beispiel für Douglasie nur ein Bestand für die Auswertung zur Verfügung. Zu betonen ist, dass in die Ableitung der Interzeptionsparameter die beschriebenen Schätzfunktionen zu LAI und SAI eingingen. Die Interzeptionsparameter sind dementsprechend nur gültig, wenn LAI und SAI der zu modellierenden Bestände zumindest in ähnlichen Größenordnungen wie den hier angegebenen liegen.

Obwohl LWF-Brook90 es dem Modellanwender erlaubt schnelle Wasserflüsse im Boden zu berücksichtigen, wurde bei unseren Berechnungen bewusst die physikalischen Gesetzmäßigkeiten beim Durchströmen poröser Medien in den Vordergrund gerückt und deshalb der Wasserfluss in der Bodenmatrix abgebildet. Bekannt ist jedoch, dass die Sickerung in Waldböden sehr heterogen erfolgen kann. Es gibt Bereiche im Boden (z.B. Wurzelröhren, Schrumpf-

risse), in denen hohe Fließgeschwindigkeiten herrschen und entsprechend präferenzielle Fließwege entstehen. Ergebnisse eines Reviews von Zhang et al. (2018) belegen, dass es in den letzten Jahren erhebliche Fortschritte im Verständnis von präferenziellem Fluss und der ihn beeinflussenden Parameter gegeben hat, einige wichtige Fragen aber noch ungelöst sind. Da ausreichend valide Ansätze für die Anwendung in der Fläche aktuell noch fehlen und die Abbildung des Makroporenflusses im verwendeten Wasserhaushaltsmodell nur recht grob erfolgt, wurde auf eine Berücksichtigung verzichtet. Die Evaluierungen der Bodenwasserverläufe der meisten verwendeten Monitoringflächen bestätigt die Validität des Vorgehens. Solange sich der Boden nicht sehr häufig nahe der Sättigung befindet oder zeitweilig hydrophob ist, wird der überwiegende Anteil des Bodenwassers in der Bodenmatrix transportiert (Hammel & Kennel, 2001). Längere Trockenperioden als Folge des globalen Klimawandels können aber das Auftreten von hydrophoben Eigenschaften verstärken (Hewelke et al., 2018).

4.4.2 Sensitive Modellparameter

Sensitivitätsbetrachtungen der Modellparameter erfordern wegen der großen Anzahl potenziell variabler Parameter in der Regel eine Vorselektion. Da die verschiedenen Studien hier eine unterschiedliche Vorauswahl treffen, ist eine Gegenüberstellung mit den Ergebnissen aus Untersuchungen mit vergleichbarer Methodik und LWF-Brook90 als Modell (Groh et al., 2013; Schmidt-Walter et al., 2020) nicht trivial. Nicht selten werden die in einer Studie als hoch sensitiv geführten Parameter in anderen Studien gar nicht untersucht. Zudem ist die Zielsetzung der hier durchgeführten Sensitivitätsanalysen eine andere als in den meisten vergleichbaren Quellen. Wird die Sensitivitätsanalyse an einzelnen Versuchsflächen als Vorstufe einer Kalibrierung für eine optimale Anpassung an Messdaten mit LWF-Brook90 durchgeführt, werden in der Regel alle dafür brauchbaren Parameter genutzt. Eine Voraussetzung für die hier vorgenommene Vorselektion war aber, dass nur Parameter untersucht werden, die auf Grundlage der vorhandenen Datensätze flächig über mehrere Bundesländer hinweg zufriedenstellend parametrisiert werden können.

In Groh et al. (2013) sind die sensitivsten Parameter mehrheitlich Mualem-van Genuchten Parameter und die Tiefe der Makroporeninfiltration, welche in diesem Projekt nicht untersucht wurden. Ihre Analyse basiert zudem auf nur einer Messfläche. Ebenfalls als hoch sensitiv beschrieben werden der maximale LAI und GLMAX. Der LAI wurde bei unserem Vorgehen flächenspezifisch vorgegeben und nicht in die Analyse mit einbezogen. Der GLMAX erwies sich dagegen ebenfalls als einer der sensitivsten Parameter. Die ebenfalls hoch sensitiven Parameter R5 und DURATN wurden von Groh et al. (2013) nicht einbezogen. In Schmidt-Walter et al. (2020) sind R5 und GLMAX ebenfalls hoch oder mäßig sensitiven Parameter. Als signifikant aber schwach sensitiv erscheinen dort in absteigender Reihenfolge zudem die auch hier auf einzelnen Flächen als hoch sensitiv identifizierten Parameter RSSA, PRICR, CVPD, ALB und CINTRL. Andere in Tabelle 4.14 mehrfach sensitive Parameter (z.B. FRINTL oder FRINTS) wurden für die eine in Schmidt-Walter et al. (2020) untersuchte Fläche als nicht sensitiv gewertet. Dies deckt sich insofern mit den hier präsentierten Ergebnissen, als diese Parameter nur bei einer bzw. bei zwei der sieben untersuchten Flächen hohe Sensitivitäten ergaben. „Gute“ Läufe eines sensitiven Parameters bei nur einer Fläche können auch auf ein Artefakt in den Messdaten hinweisen, wenn sich gute Läufe in einem Extrembereich sammeln und so einen systematischen Messfehler nachbilden. Eine Betrachtung mehrerer Flächen ist daher belastbarer. Eine vergleichbare Methodik auf der Grundlage von 44 Flächen im Schweizer Bundesgebiet findet sich in Meusburger et al. (2022). Hier in Übereinstimmung zu Tabelle 4.14 als sensitiv beurteilte Parameter sind R5, GLMAX, CVPD, PRICR und RSSA. Abweichend werden die Parameter FXYLEM und MXKPL auf den Schweizer Flächen als hoch sensitiv identifiziert. Auf unseren sieben Versuchsflächen tauchten sie wiederholt als nur mäßig sensitiv auf und wurden entsprechend nicht unter die hoch sensitiven Parameter in Tabelle 4.14 mit aufgenommen.

Zusammenfassend zeigt die Gegenüberstellung mit vergleichbaren Studien ein ähnliches Bild. Bei Transpirationswerten sind die stärksten Modellreaktionen bei Änderungen von GLMAX, R5 (und schwächer CVPD) zu erwarten. Parameter, die in den genannten Quellen weniger im Fokus stehen, aber hier aufgrund der Ergebnisse näher untersucht wurden, sind DURATN und die verschiedenen Interzeptionsparameter. Vor diesem Hintergrund stellen die durchgeführten Untersuchungen zur Sensitivität die Grundlage dar, um durch ein besseres Modellverständnis die Priorisierung bei der Parametrisierung effektiver zu gestalten.

4.4.3 Modellvalidierung

Der Vergleich zwischen Messdaten und Modellierungen an den Flächen des intensiven forstlichen Monitorings (Level II) und ähnlich intensiv untersuchter Versuchsflächen ergab insgesamt zufriedenstellende Ergebnisse. Mit den

gewählten baumartenspezifischen Parametrisierungen konnten zahlreiche Messgrößen an verschiedenen Standorten großer Teile des Bundesgebietes im Mittel gut abgebildet werden. Die sehr guten Übereinstimmungen bei den Bestandesniederschlagsdaten ($R^2 = 0,94$ und $R^2_{\text{gew}} = 0,87$) lassen einerseits auf eine gute Parametrisierung der Interzeptionsparameter schließen, sind aber auch ein Resultat der Modellstruktur. Die Parametrisierung des Kronendachs wird durch weniger Parameter beschrieben (primär dem LAI, dem SAI, Blattaustrieb und -fall sowie einer überschaubaren Anzahl von Interzeptionsparametern) als der Transport des Wassers durch die Bodenschichten, bei dem neben zahlreichen bodenhydraulischen Kenngrößen auch die zur Berechnung der Evapotranspiration wichtigen Parameter zum Tragen kommen. Die Parameter des Kronendachs sind zudem messtechnisch einfacher und genauer zu bestimmen, robuster gegenüber Messfehlern und damit wesentlich repräsentativer als bodenhydrologische Analysen.

Dass die Modellgüte bei den Bodenwassergehalts- und Matrixpotenzialmessungen weniger akkurat ist, liegt an der zunehmenden Komplexität des Modells beim Transport des virtuellen Wassers durch die Bodenmatrix. Aber auch Faktoren wie die Heterogenität des Bodens, die Messunsicherheit der unterirdischen Messgrößen im Feld und die Unsicherheit bei der Bestimmung der Bodenparameter selbst unter Laborbedingungen sorgen für eine vielfach größere Unsicherheit. Zudem sind bereits die Fehler des modellierten Bestandesniederschlags und der Evapotranspiration dem unterirdischen Wassertransport vorgeschaltet. Vor diesem Hintergrund sind geringe Abweichungen von im Mittel 3,68 Volumenprozent auch als Nebeneffekt von Skelett- und Niveaukorrektur zu verstehen, welche aber für eine sinnvolle Untersuchung der Parametrisierungen notwendig ist. Bestimmtheitsmaße von 0,65 (R^2) und 0,41 (R^2_{gew}) zeigen die größere Unschärfe von Bodenfeuchtemessungen und deren Modellierungen im Vergleich zum Bestandesniederschlag. Zusätzlich verschlechternd wirkt, dass sich in der Realität Be- und Entwässerung auf verschiedenen Wasserspannungskurven abspielen und LWF-Brook90 diese Hystereseffekte nicht abbilden kann. Die nochmals niedrigeren Gütemaße des Matrixpotenzials (R^2 von 0,45; R^2_{gew} von 0,32) erklären sich dadurch, dass LWF-Brook90 das Matrixpotenzial aus dem Wassergehalt ermittelt. Von der Unschärfe des modellierten Bestandesniederschlags und der Evapotranspirationsberechnung, über die Unschärfe der Wassergehaltsmodellierung fließt beim Matrixpotenzial also zusätzlich noch die Unsicherheit der Wasserspannungskurve in die Modellgüte mit ein.

Dennoch sollten diese Werte auch im Kontext der ambitionierten Aufgabenstellung betrachtet werden. Am Beispiel der Wassergehaltsmodellierung wurde mit dem Wassertransport durch zahlreiche Bodenhorizonte unter Berücksichtigung von Interzeption und Transpiration des vorherrschenden Bestandes ein extrem komplexes System nachgebildet. Daten von 156 Messwertgebern an 36 verschiedenen Standorten im gesamten Bundesgebiet in bis zu 140 cm Bodentiefe und über Zeiträume von bis zu 23 Jahren hinweg (insgesamt > 400.000 gemessene Werte) wurden mit einem einheitlichen Parametersatz modelliert. Unsicherheiten bei Laboranalysen, bei der Aufnahme von meteorologischen Messdaten oder Bestandesdaten zusammen mit systematischen Fehlern in den Messdaten durch das „chaotische System Boden“ sind bei dem Prozess nicht zu umgehen. Darüber hinaus wurde auf eine bestandesspezifische Kalibrierung auf Einzelflächenbasis verzichtet, da Ziel nicht die besonders messwertnahe Modellierung einzelner Flächen, sondern die Überprüfung eines möglichst allgemeingültigen Parametersatzes für LWF-Brook90 war. Sensitive Parameter wurden also bewusst nicht mittels Optimierungsalgorithmen auf den Wert gesetzt, der die Abweichung zwischen Messung und Modellwert minimiert. Vor diesem Hintergrund sind die ermittelten Gütemaße der Modellierungen sowie die Qualität der Parametrisierung als recht ordentlich einzuordnen.

4.5 Schlussfolgerungen

Der abgeleitete Parametersatz und die neu entwickelten Schätzmodelle und -funktionen erlauben die Anwendung von LWF-Brook90 für Waldstandorte mit einer einheitlichen Parametrisierung in ganz Deutschland. Alle notwendigen Eingangsdaten können routinemäßig aus verfügbaren Datengrundlagen (DGM, Standortskartierung, Klimadaten, etc.) direkt oder mit Hilfe von Schätzfunktionen abgeleitet werden. Entsprechend ist eine unzureichende Parametrisierbarkeit als häufig angeführtes Argument gegen die Anwendung von deterministischen Wasserhaushaltsmodellen in der forstlichen Praxis außer Kraft gesetzt. Wie bei allen Validierungen sind die Ergebnisse jedoch auf die Bedingungen beschränkt, die durch den Validierungsdatensatz vorgegeben werden. Hierbei handelt es sich vorwiegend um Altbestände, bei denen das Bestandesalter teilweise deutlich über der forstlichen Umtriebszeit liegt. Deshalb können sich insbesondere in sehr jungen Beständen, die durch geringe Bestandesgrundflächen und Dernholzvorräte gekennzeichnet sind, Probleme ergeben. Große Unsicherheiten bestehen nach wie vor bei der Ermittlung und Überprüfung der Transpirationsraten. Die Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, dass direkt auf die Trans-

piration wirkende Parameter einen großen Einfluss auf das Modellergebnis aufweisen. Obwohl Fortschritte im Bereich der baumartenspezifischen Parametrisierung gemacht wurden und die Datenverfügbarkeit physiologischer Messungen sich verbessert hat, bleibt eine trennscharfe baumartenspezifische Wasserhaushaltssimulation schwierig. Um die gewählte Parametrisierung abzusichern, wurden auch Modellanwendungen für „externe“ Standorte mit Xylemsaftflussmessungen (SAPFLUXNET) durchgeführt und die Transpirationsraten verglichen (Fleck et al., 2023c). Da auf diesen Standorten jedoch häufig andere wichtige Messdaten wie zum Beispiel Bodeninformationen nur in stark aggregierter Form vorliegen, wäre in Zukunft eine stärkere Implementierung von Xylemsaftflussmessungen als direkter Ansatz zur Bestimmung der Transpiration in das forsthydrologische Umweltmonitoring wünschenswert. Hiermit wurde in aktuellen Projekten (z. B. KLIBW-GW - Auswirkungen einer klimaangepassten Baumartenwahl auf die Grundwasserneubildungsmenge FKZ: 2220WK39B4) bereits begonnen.

4.6 Ansprechpartner

Dieses Kapitel ist durch eine intensive Zusammenarbeit der Forstlichen Versuchsanstalten in Bayern (LWF), Baden-Württemberg (FVA-BW) und Nordwestdeutschland (NW-FVA) entstanden. Für fachspezifische Rückfragen in den jeweiligen Unterkapiteln stehen ihnen die folgenden Ansprechpartner zur Verfügung:

- Wasserhaushaltsmodellsystem: Axel Wellpott
- Modellparameter LWF-Brook90: Wendelin Weis, Bernd Ahrend
- LAI- und SAI-Funktionen: Wendelin Weis
- Pedotransferfunktionen: Wendelin Weis
- Humusmächtigkeiten: Bernd Ahrends
- Sensitivitätsanalysen: Raphael Habel
- Modellvalidierung Level II-Flächen: Raphael Habel, Wendelin Weis
- Interzeptionsverdunstung und –parameter: Stefan Fleck, Wendelin Weis

Kontakt: axel.wellpott@lwf.bayern.de; wendelin.weis@freenet.de; bernd.ahrens@nw-fva.de; Raphael.Habel@Forst.bwl.de; stefan.fleck@nw-fva.de

4.7 Literatur

- Ahrends, B., Heitkamp, F., Buresch, M., Evers, J., Hentschel, S., Bialozyt, R., & Meesenburg, H. (2023). 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., 192, 193-218.
- Ahrends, B., Fortmann, H., & Meesenburg, H. (2022a). The Influence of Tree Species on the Recovery of Forest Soils from Acidification in Lower Saxony, Germany. *Soil Systems*, 6(2), 40.
- Ahrends, B., Von Wilpert, K., Weis, W., Vonderach, C., Kändler, G., Zirlewagen, D., Sucker, C., & Puhlmann, H. (2022b). Merits and Limitations of Element Balances as a Forest Planning Tool for Harvest Intensities and Sustainable Nutrient Management - A Case Study from Germany. *Soil Systems*, 6(2), 41.
- Ahrends, B., Scheler, B., Wagner, M., Fleck, S., Fortmann, H., & Meesenburg, H. (2021). Trends der Nährstoffbilanzen forstlich genutzter Intensiv-BDF in Niedersachsen. *GeoBerichte*, 39, 40-54.
- Ahrends, B., Wagner, M., Scheler, B., & Meesenburg, H. (2019). Der Einfluss dynamischer Bestandesparameter auf die Simulationsgüte von Interzeptionsmodellen für Buchenbestände. *Forum für Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 41.19, 83-89.
- Ahrends, B., Vonderach, C., Weis, W., & Wilpert V., K. (2018). Unsicherheitsanalysen zur Nährstoffbilanzierung auf Umweltmessnetzen. *Freibg. Forstl. Forsch.*, 101, 242-267.
- Ahrends, B., & 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., Penne, C., & Panferov, O. (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.
- Aranda, I., Pardo, F., Gil, L., & Pardos, J. A. (2004). Anatomical basis of the change in leaf mass per area and nitrogen investment with relative irradiance within the canopy of eight temperate tree species. *Acta Oecologica*, 25, 187-195.
- Arbeitskreis Standortskartierung (2016). Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag Eching bei München, 400 S.
- Armbruster, M., Seegert, J., & Feger, K.-H. (2004). Effects of changes in tree species composition on water flow dynamics - Model applications and their limitations. *Plant and Soil*, 264, 13-24.
- Assmann, E., & Franz, F. (1963). Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Forstliche Forschungsanstalt München, Institut für Ertragskunde, 104 S.

- Bartelink, H. H. (1997). Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L). *Annals of Forest Science*, 54, 39-54.
- Bauer, G., Schulze, E.-D., & Mund, M. (1997). Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiology*, 17, 777-786.
- Baumgarten, M., Weis, W., Kühn, A., May, K., & Matyssek, R. (2014). Forest transpiration - targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *Eur. J. For. Res.*, 133, 677-690.
- Benning, R., Ahrends, B., Amberger, H., Danigel, J., Gauer, J., Hafner, S., Heinz, F., Janott, M., Mayer, S., Mette, T., Pieper, A., Puhlmann, H., Riek, W., Steinicke, C., Wallor, E., & Petzold, R. (2020). The Soil Profile Database for the National Forest Inventory Plots in Germany Derived from Site Survey Systems. https://www.openagrар.de/receive/openagrар_mods_00049873.
- Bergel, D. (1985). Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Niedersächsische Forstl. Versuchsanst., Abt. Waldwachstum, Göttingen.
- Bouriaud, O., Soudani, K., & Bréda, N. (2003). Leaf area index from litter collection: impact of specific leaf area variability within a beech stand. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29(3), 371-380.
- Bouten, W., Heimovaara, T. J., & Tiktak, A. (1992). Spatial patterns of throughfall and soil-water dynamics in a douglas-fir stand, *Water Resources Research*, 28(12), 3227-3233.
- Braun S., Ahrends B., Alonso R., Augustin S., García-Gómez H., Hunová I., Karlsson P.E., Karlsson G.P., Schmitz A. & Thimonier A. (2022). Nitrogen deposition in forests: Statistical modeling of total deposition from throughfall loads. *Front. For. Glob. Change*, 5, 1062223.
- Breuer, L., Eckhardt, K., & Frede, H.-G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecol. Modelling*, 169, 237-293.
- Brooks, R. H., & 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.
- Brumme, R., Ahrends, B., Block, J., Schulz, C., Meesenburg, H., Klinck, U., Wagner, M., & Khanna, P. K. (2021). Cycling and retention of nitrogen in European beech (*Fagus sylvatica* L.) ecosystems under elevated fructification frequency. *Biogeosciences*, 18(12), 3763-3779.
- Burger, H. (1947a). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Eiche. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 25, S. 211-279 (Tabelle S.244-247)
- Burger, H. (1947b). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Föhre. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 25, S. 435-493 (Tabelle S.462-471)
- Burger, H. (1950). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Die Buche. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 26, S. 419-468 (Tabelle S. 450-453)
- Burger, H. (1952). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im Plenterwald. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 28, S. 109-156 (Tabelle S.134-137)
- Burger, H. (1953). Holz, Blattmenge und Zuwachs. Fichten im gleichaltrigen Hochwald. *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen*, 29, S. 38-130 (Tabelle S.88-99)
- Carr, A., & Loague, K. (2012). Physics-Based Simulations of the Impacts Forst Management Practices Have on Hydrologic Response. In: R. B. Standiford, 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, Pacific SW Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 41-51.
- Cienciala, E., Černý, M., Tatarinov, F., Apltauer J., & Exnerová, Z. (2006). Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees*, 20(4), 483-495.
- Clapp, R. B., & Hornberger, G. M. (1978). Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, 14(4), 601-603.
- Combalicer, E. A., Lee, H. H., S., A., Kim, D. Y., & Im, S. (2008). Modeling water balance for the small-forested watershed in Korea. *Journal of Civil Engineering*, 12(5), 339-348.
- Czajkowski, T., Ahrends, B., & Bolte, A. (2009). Critical limits of soil water availability (CL-SWA) in forest trees - an approach based on plant water status. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forest Research*, 59(2), 87-93.
- Deurer, M., Duijnisveld, W. H. M. & Böttcher, J. (2000). Spatial analysis of water characteristics functions in a sandy podzol under pine forest. *Water Resources Research*, 36(10), 2925-2935.
- Deurer, M., Duijnisveld, W. H. M., Böttcher, J., & Klump, G. (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.
- Dietrich, H.-P., Raspe, S., Schwarzeier, M., & Ilg, S. (2002). Biomasse- und Nährstoffinventuren zur Ermittlung von Ernteentzügen an drei bayerischen Fichtenstandorten. In: *Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München*, 186, 59-72.
- Ettl, R., Weis, W., Gugler, T., & Göttlein, A. (2018). Junge Buchen auf Femele- und Kahlflächen. *LWF aktuell*, 117, 40-43.
- Federer, C. A., Vörösmarty, C., & Feketa, B. (2003). Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.*, 4, 1276-1290.
- Federer, C. A. (2021). The BROOK90 hydrologic model for evaporation, soil water, and streamflow. www.ecoshift.net/brook/brook90.htm.
- Fleck, S., Eickenscheidt, N., Ahrends, B., Evers, J., Grüneberg, E., Ziche, D., Höhle, J., Schmitz, A., Weis, W., Schmidt-Walter, P., Andreae, H., & Wellbrock, N. (2019). Nitrogen Status and Dynamics in German Forest Soils. In: N. Wellbrock & A. Bolte (Eds.), *Status and Dynamics of Forests in Germany, Ecological Studies*, 237, 123-166.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023a). Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 122-138.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 139-155.

- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H. (2023c). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 53-68.
- Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighofer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., & Sileschi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. *Forest Ecology and Management*, 396, 160-175.
- Francesca, V., Osvaldo, F., Stefano, P., & Paola, R.P. (2010). Soil moisture measurements: Comparison of instrumentation performances. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 136, 81-89.
- Gale, M. R., & Grigal, D. F. (1987). Vertical root distribution of northern tree species in relation to sucessional status. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 829-834.
- Gauer, J., Feger, K. H., & Schwärzel, K. (2011). Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 7-16.
- Gebauer, R., Volařík, D., Urban, J., Børja, I., Nagy, N. E., Eldhuset, T., D., & Krokene, P. (2011). Effect of thinning on anatomical adaptations of Norway spruce needles. *Tree Physiology*, 31, 1103-1113.
- Göttlein, A., Baumgarten, M., & Dieler, J. (2012). Site Conditions and Tree-Internal Nutrient Partitioning in Mature European Beech and Norway Spruce at the Kranzberger Forst. In: R. Matyssek et al. (Eds.), *Growth and Defence in Plants, Ecological Studies*, 220, 193-211.
- Gower, S. T., & Richards, J. H. (1990). Larch: deciduous conifers in an evergreen world. *BioScience*, 40, 818-826.
- Groh, J., Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2013). Kalibrierung eines Wasserhaushaltsmodells mit einer kombinierten Zielfunktion für die Optimierung der Wasserretentionskurve. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 4, 152-163.
- Gu, J., Xu, Y., Dong, X., Wang, H., & Wang, Z. (2014). Root diameter variations explained by anatomy and phylogeny of 50 tropical and temperate tree species. *Tree Physiology*, 34, 415-425.
- Habel, R., Puhlmann, H., & Müller, A.-K. (2023). Wasserhaushaltsmodellierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 156-178.
- Hager, H., & Sterba, H. (1984). Specific leaf area and needle weight of Norway spruce (*Picea abies*) in stands of different densities. *Canadian Journal of Forest Research*, 15, 389-392.
- Hallenbarter, D. (2002). Optimale Ernährung und Holzasche-Recycling im Wald. Dissertation, ETH Zürich, 92 S.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK 90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 117 S.
- Harlin, J., & Kung, C.-S. (1992). Parameter uncertainty and simulation of design floods in Sweden. *Journal of Hydrology*, 137, 209-230.
- Heinsdorf, D., & Krauß H.-H. (1990). Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. *IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung*, 18, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde.
- Heitkamp, F., Ahrends, B., Evers, J., Steinicke, C., & 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.
- Hertel, D., Strecker, T., Müller-Habold, H., & Leuschner, C. (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.
- Hewelke, E., Oktaba, L., Gozdowski, D., Kondras, M., Olejniczak, I., & Górska, E. B. (2018). Intensity and Persistence of Soil Water Repellency in Pine Forest Soil in a Temperate Continental Climate under Drought Conditions. *Water*, 10(9), 1121.
- Holst, J., Grote, R., Offermann, C., Ferrio, J. P., Gessler, A., Mayer, H., & Rennenberg, H. (2010). Water fluxes within beech stands in complex terrain. *Int. J. Biometeorol.*, 54, 23-36.
- Hornberger, G. M., & Spear, R. C. (1981). Approach to the preliminary analysis of environmental systems. *J. Environ. Mgmt.*, 12, 7-18.
- Hoshika, Y., Osada, Y., de Marco, A., Peñuelas J., & Paoletti, E. (2018). Global diurnal and nocturnal parameters of stomatal conductance in woody plants and major crops. *Global Ecol Biogeogr.*, 27, 257-275.
- Jackson, R. B., Canadell, J., Ehlinger, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E.-D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- Jansen, M., Döring, C., Ahrends, B., Bolte, A., Czajkowski, T., Panferov, O., Albert, M., Spellmann, H., Nagel, J., Lemme, H., Habermann, M., Staupendahl, K., Möhring, B., Böcher, M., Storch, S., Krott, M., Nuske, R., Thiele, J. C., Nieschulze, J., Saborowski, J., & Beese, F. (2008). Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen - Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems Wald und Klimawandel (DSS-WuK). *Forstarchiv*, 79, 131-142.
- Joseph, V. R. (2022). Optimal ratio for data splitting. *Statistical Analysis and Data Mining: The ASA Data Science Journal*, 15(4), 531-538.
- Jüttner, O. (1955). Ertragstafeln für Eichen. In: R. Schober (1975). *Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung*. Sauerländer's Verlag, Frankfurt.
- Kallweit, R. (2001). Kalkulation von Vorräten und Umsätzen oberirdischer Biomassekompartimente und Nährstoffmengen der Kiefernbestaende an Level-II-Flächen Brandenburgs. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 35, 37-44.
- Kändler, G., & Bösch, B. (2012). Methodenentwicklung für die 3. Bundeswaldinventur: Modul 3 Überprüfung und Neukonzeption einer Biomassefunktion - Abschlussbericht. FVABW.
- Kelliher, F. M., Leuning, R., Raupach, M. R., & Schulze, E.-D. (1995). Maximum conductances for evaporation from global vegetation types. *Agricultural and Forest Meteorology*, 73, 1-16.
- Kellomäki, S., Ikonen, V.-P., Peltola, H., & Kolström, T. (1999). Modelling the structural growth of Scots pine with implications for wood quality. *Ecol. Model.*, 112, 117-134.

- Körner, C. (1995). Leaf diffusive conductances in the major vegetation types of the globe. In: Schulze, E.-D. u. Caldwell, M.M.: *Ecophysiology of Photosynthesis*. Springer-Verlag. New York. S. 463-490.
- Krause, P., Boyle, D., & Bäse, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97.
- Krauß, H.-H., & Heinsdorf, D. (2008). Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe*, 38, 73 S.
- Kubisch, P., Hertel, D., & Leuschner, C. (2016). Fine root productivity and turnover of ectomycorrhizal and arbuscular mycorrhizal tree species in a temperate broad-leaved mixed forest. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1-13.
- Küßner, R., & Mosandl, R. (2000). Comparison of direct and indirect estimation of leaf area index in mature Norway spruce stands of eastern Germany. *Can. J. For. Res.*, 30, 440-447.
- Landesforstdirektion Tirol (2004). Empfohlene Ertragstafeln für Nord- und Osttirol. Amt der Tiroler Landesregierung, Landesforstdirektion Tirol, Abteilung Forstplanung, 121 S.
- Lopes, V. L., & Vogl, A. L. (2008). Integrateing 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., Perzl, F., Klebinder, K., Kohl, B., Adams, M., Sotier, B., Stary, U., Strasser, M., & Suntinger, K. (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., Clinch, U., Eichhorn, J., Mindrup, M. & Meiws, K. J. (2016). Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation?. *Ecological Indicators*, 65, 103-112.
- Meesenburg, H., Jacobsen, C., Khanna, P. K., & Meiws, K. J. (2004). Abschätzung der effektiven Durchwurzelungstiefe für Waldböden. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 41 S.
- Mencuccini, M., & Bonosi, L. (2001). Leaf/sapwood area ratios in Scots pine show acclimation across Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 31, 442-456.
- Menzel, A. (1997). Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den internationalen phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodata. *Forstliche Forschungsberichte München*, 164, 158 S.
- Mette, T., Osenstetter, S., Brandl, S., Falk, W., & Kölling, C. (2016). Klassifikation oder Kontinuum: Wasserhaushalt in der traditionellen Standortskartierung und neuartigen physiographischen Standortsinformationssystemen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 55-68.
- Meusburger, K., Trotsiuk, V., Schmidt-Walter, P., Baltensweiler, A., Brun, P., Bernhard, F., Gharun, M., Habel, R., Hagedorn, F., Köchli, R., Psomas, A., Puhlmann, H., Thimonier, A., Waldner, P., Zimmermann, S., & Walthert, L. (2022). Soil–plant interactions modulated water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. *Global Change Biology*, 28(20), 5928-5944.
- Mollick A.S., 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.
- Morgenstern, Y. (2015). Wasserhaushaltsmodellierung der Intensivmessstellen Level-II unter Buche und Fichte mit dem 1D-Standortsmodell LWF-Brook90. FVA Freiburg, Freiburg.
- Mualem, Y., (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522.
- Müller, J. (2009). Forestry and water budgets of the lowlands in northeast Germany: consequences for the choice of tree species and for forest management. *J. Water Land Dev.*, 13a, 133-148.
- Nielsen, D. R., Biggar, J. W., & Erh, K. T. (1973). Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, 42(7), 215-259.
- Nilson, T., Anniste, J., Lang, M., & Praks, J. (1999). Determination of needle area indices of coniferous forest in the NOPEX region by ground-based optical measurements and satelite images. *Agricultural and Forest Meteorology*, 98-99, 449-462.
- Oleksyn, J., Modrzynski, J., Tjoelker, M. G., Zytkowiak, R., Reich, P. B., & Karolewski, P. (1998). Growth and physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. *Functional Ecology*, 12, 573-590.
- Orfánus, T., Bedrna, Z., Lichner, L., Hallett, P. D., Knava, K., & Sebin, M. (2008). Spatial Variability of Water Repellency in Pine Forest Soil. *Soil & Water Res.*, 3, 123-129.
- Panferov, O., Doering, C., Rauch, E., Sogachev, A., & Ahrends, B. (2009). Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environ. Res. Lett.*, 4, 045019.
- Pellinen, P. (1986). Biomasseuntersuchungen im Kalkbuchenwald. Georg-August-Universität Göttingen.
- Peters, A., & Durner, W. (2008). A simple model for describing hydraulic conductivity in unsaturated porous media accounting for film and capillary flow. *Water Resources Research*, 44, W11417, 11 S.
- Petzold, R., Benning, R., & Gauer, J. (2016). Bodeninformationen in den verschiedenen Standorterkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 7-17.
- Pianosi, F., Beven, K., Freer, J., Hall, J. W., Rougier, J., Stephenson, D. B., & Wagener, T. (2016). Sensitivity analysis of environmental models: A systematic review with practical workflow. *Environ. Model. Software*, 79, 214-232.

- Pietsch, S. A., Hasenauer, H., & Thornton P. E. (2005). BGC-model parameters for tree species growing in central European forests. *Forest Ecology and Management*, 211, 264-295.
- Pokorný, R., & Stojnić, S. (2012). Leaf area index of Norway spruce stands in relation to age and defoliation. *Beskydy*, 5(2), 173–180.
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Gauer, J., Göttlein, A., Moshammer, R., Schuck, J., Weis, W., & Wunn, U. (2014). Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährstoffe und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allg. Forst- und J.-Ztg.*, 185. Jg., 11/12, 261-285.
- Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2011). Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Naturschutz*, 12, 61-71.
- Rademacher, P., Buß, B., & Müller-Using, B. (1999). Waldumbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefernökonomie auf ärmeren pleistozänen Sanden. *Forst und Holz*, 54, 330-335.
- Reich, P., Walters, M., Kloeppel, B., & Ellsworth, D. (1995). Different photosynthesis-Nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species. *Oecologia*, 104, 24-30.
- Rutter, A. J., & Morton, A. J. (1977). A predictive model of rainfall interception in forest. III. Sensitivity of the model to stand parameters and meteorological variables. *J. Appl. Ecol.*, 14, 567-588.
- Schaap, M. G., Leij, F. J., & van Genuchten, M. T. (2001). ROSETTA. a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251, 163-176.
- Schmidt-Walter, P., Ahrends, B., Mette, T., Puhlmann, H., & Meesenburg, H. (2019): NFIWADS: The water budget, soil moisture, and drought stress indicators database for the German National Forest Inventory (NFI). *Ann. Forest Sci.*, 76, 39, 9 S.
- 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. *Agric. For. Meteorol.*, 291, 108023.
- Schober, R. (1967). Buchen-Ertragstafel für mäßige und starke Durchforstung, In: Schober, R., 1972. Die Rotbuche 1971. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Niedersächs. Forstl. Versuchsanst.*, 43/44, 333 S.
- Schroeder, J., Klinner, S., & Körner, M. (2017). A New Set of Biomass Functions for *Quercus petraea* in Western Pomerania. *Baltic Forestry*, 23, 449-462.
- Schulze, E.-D., Kelliher, F. M., Körner, C., Lloyd, J., & Leuning, R. (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.
- Schwärzel, K., Feger, K. H., Häntzschel, J., Menzer, A., Spank, U., Clausnitzer, F., Köstner, B., & Bernhofer, C. (2009). A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258, 2163-2174.
- Sellin, A. (2001). Morphological and stomatal responses of Norway spruce foliage to irradiance within a canopy depending on shoot age. *Environmental and Experimental Botany*, 45, 115-131.
- Spank, U., Schwärzel, K., Renner, M., Moderow, U., & Bernhofer, C. (2013). Effects of measurement uncertainties of meteorological data on estimates of site water balance components. *J. Hydrol.*, 492, 176-189.
- Tatarinov, F- A., & Cienciala, E. (2006). Application of BIOME-BGC model to managed forests 1. Sensitivity analysis. *Forest Ecology and Management*, 237, 267-279.
- Teepe, R., Dilling, H., & Beese, F. (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., Nuske, R., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M., & Saborowski, J. (2017). Climate change impact assessment - A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Mod.*, 346, 30-47.
- Tóth, B., Weynants, M., Nemes, A., Makó, A., Bilas, G., & Tóth, G. (2015). New generation of hydraulic pedotransfer functions for Europe. *European Journal of Soil Science*, 66, 226-238.
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- von Wilpert, K. (1990). Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit von Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. *Dissertation, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau*.
- Vilhar, U., Starr, M., Katzensteiner, K., Simoncic, P., & Kajfez-Bogataj, L. (2010). Modelling drainage fluxes in managed and natural forests in the Dinaric karst: a model comparison study. *Eur. J. For. Res.*, 129, 729-740.
- Vonderach, C. (2018). Biomassefunktionen an BWI-Punkten. In: *Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland*, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 3-32.
- Vonderach, C., Kändler, G., & Dormann, C., F. (2018). Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression. *Annals of Forest Science*, 75, 49, 27 S.
- Weemstra, M., Sterck, F. J., Visser, E. J. W., Kuyper, T. W., Goudzwaard, L., & Mommer, L. (2017). Fine-root trait plasticity of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) forests on two contrasting soils. *Plant and Soil*, 415, 175-188.
- Weis, W., Gruber, A., Huber, C., & Göttlein, A. (2009). Element contents and storage in the above ground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research*, 128, 437 - 445.
- Weis, W., Baier, R., Huber, C., & Göttlein, A. (2007). Long term effects of acid irrigation at the Höglwald on seepage water chemistry and nutrient cycling. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 7, 211-223.

- Weis, W., Blumenthal, B., & Göttlein, A. (2014). Baumartenvergleich in intakten Altbeständen. In: Göttlein, A., Katzensteiner, K., Rothe, A. (2014). Standortsicherung im Kalkalpin – SicALP. Forstliche Forschungsberichte München, 212, 13-38.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2002). Vergleich von Biomasse, Elementgehalten und Elementvorräten von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) am Standort Höglwald zu Zeiten der Vegetationsruhe. In: Inventur von Biomassevorräten in Waldbeständen: Seminar der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Forstliche Forschungsberichte München, 186, 163-167.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2012a). Nährstoffnachhaltige Biomassenutzung. LWF aktuell, 90, 44-47.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2012b). Stoffliche Nachhaltigkeitskriterien für die bayerische Forstwirtschaft. Abschlussbericht zum Projekt B67 des Kuratoriums für forstliche Forschung in Bayern, 39 Seiten + 140 Seiten Anhang.
- Weis, W., & Göttlein, A. (2016). Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Sicherung einer nachhaltigen Waldwirtschaft vor dem Hintergrund der Nährstoffversorgung kalkalpiner Standorte. In: Katzensteiner, K., Ewald, J., Göttlein, A. 2016. Wälder der Kalkalpen – Strategien für die Zukunft (SratALP). Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur Wien, 21, 95-125.
- Weis, W., Rotter, V., & Göttlein, A. (2006). Water and element fluxes during the regeneration of Norway spruce with European beech: Effects of shelterwood-cut and clear-cut. Forest Ecology and Management, 224, 304-317.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2020). Standortfaktor Wasserhaushalt im Wald. LWF aktuell, 108(3|2020), 14-17.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 94-111.
- Wellpott, A., Imbery, F., Schindler, D., & Mayer, H. (2005). Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. Meteorol. Z., 14, 143-150.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2023). Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 112-121.
- Wessolek, G., Schwärzel, K., Greiffenhagen, A., & Stoffregen, H. (2008). Percolation characteristics of a water-repellent sandy forest soil. European Journal of Soil Science, 59(1), 14-23.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M., (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese, 40, 80 S.
- White, M. A., Thornton, P. E., Running, S. W., & Nemani, R. R. (2000). Parameterization and sensitivity analysis of the BIOME-BGC terrestrial ecosystem model: net primary production controls. Earth Interactions, 4(3), 1-85.
- Whittaker, R. H., Bormann, F. H., Likens, G. E., & Siccama, T. G. (1974). The Hubbard Brook Ecosystem Study. Ecol Monogr, 44, 233-252.
- Whittaker, R. H., & Woodwell, G. M. (1968). Dimension and Production Relations of Trees and Shrubs in the Brookhaven Forest, New York. J. of Ecol., 56(1), 1-25.
- Wiedemann, E. (1943). Kiefern-Ertragstafel für mäßige Durchforstung, starke Durchforstung und Lichtung, In: E. Wiedemann (Eds), Die Kiefer 1948. Verlag M&H Schaper, Hannover, 337 S.
- Wirth, C., Schulze, E.-D., Schulze, W., von Stünzner-Karbe, D., Ziegler, W., Miljukova, I. M., Sogatchev, A., Varlagin, A. B., Panvorov, M., Grigoriev, S., Kusnetzova, W., Siry, M., Hardes, G., Zimmermann, R., & Vygodskaya, N. N. (1999). Above-ground biomass and structure of pristine Siberian Scots pine forests as controlled by competition and fire. Oecologia, 121(1), 66-80.
- Wirth, C., Schumacher, J., & Schulze, E.-D. (2004). Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe - a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. Tree Physiology, 24(2), 121-139.
- Wösten, J., Lilly, A., Nemes, A., & Bas, C. L. (1999). Development and use of a data base of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90, 169-185.
- Xiao, C.-W., Janssens, I. A., Yuste, J. C., & Ceulemans, R. (2006). Variation of specific leaf area and upscaling to leaf area index in mature Scots pine. Trees, 20, 304-310.
- Zhang, Y., & Schaap, M. G. (2017). Weighted recalibration of the Rosetta pedotransfer model with improved estimates of hydraulic parameter distributions and summary statistics (Rosetta3). Journal of Hydrology, 547, 39-53.
- Zhang, Y.-H., Zhang, Z., Ma, Z., Chen, J., Akbar, J., Zhang, S., Che, C., Zhang, M., & Cerda, A. (2018). A review of preferential water flow in soil science. Canadian Journal of Soil Science, 98, 604 - 618.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R., & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. Applied Sciences, 11(5), 2403.
- Zirlewagen, D., & von Wilpert, K. (2011). Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz, 12, 73-83.
- Zweifel, R., Böhm, J., & Häslner, R. (2002). Midday stomatal closure in Norway spruce – Reactions in the upper and lower crown. Tree Physiol., 22(15-16), 1125-1136.

5 Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen

Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Wendelin Weis, Wolfgang Falk, Raphael Habel, Henning Meesenburg

5.1 Einleitung

Die Verdunstung von Wäldern besteht aus den Komponenten Interzeption, Transpiration und Bodenevaporation. Von diesen Raten hat die Transpiration mit 40-81% in temperaten Wäldern oft den größten Anteil an der Gesamtverdunstung (Schlesinger & Jasechko, 2014). Auch wenn die Interzeptionsverdunstung meist einen etwas kleineren Anteil an der Gesamtverdunstung aufweist (Peck & Meyer 1996) wurde ihr aufgrund der einfacheren messtechnischen Erfassung in der Vergangenheit wesentlich mehr Aufmerksamkeit geschenkt (Ahrends et al., 2013; Ahrends & Penne, 2010; Meesenburg et al., 2014). Die möglichst genaue Quantifizierung der Transpirationsverdunstung von Wäldern ist jedoch entscheidend für die in Hinblick auf den Klimawandel sehr wichtige Bestimmung des Bodenwasserverbrauchs und des Trockenstressrisikos der Baumarten. Eine verlässliche Einschätzung der Baumarten hinsichtlich dieser Eigenschaften ist dringend notwendig, weil schon heute aufgrund der zunehmenden biotischen und abiotischen Schäden eine verstärkte Neubegründung von Waldbeständen erfolgt (Hammond et al., 2022). Von der Eignung der Baumarten für zukünftig wärmere und dadurch trockenere Klimabedingungen kann in dieser Situation der Erfolg der Forstwirtschaft direkt abhängen. Daher ist eine Baumartenwahl, die höhere Resilienz gegen veränderte Umweltbedingungen bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der Ökosystemdienstleistungen der Wälder gewährleistet, eine der wichtigsten Herausforderungen der aktuellen Forstplanung (Ahrends et al., 2023).

Die Bestandestranspiration ist allerdings nur mit sehr großem Aufwand separat von der Gesamtverdunstung messbar (Schlesinger & Jasechko, 2014), so dass in der Regel Xylemsaftflussmessungen an einzelnen Bäumen auf die Bestandestranspiration hochgerechnet werden müssen, was mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist. Ein großer Teil dieser Unsicherheit beruht dabei auf den Techniken der Saftflussmessung selbst: Eine Auswertung der publizierten gravimetrischen Kalibrierungen von Saftflussmessungen an Einzelpflanzen zeigt, dass die verschiedenen Messtechniken mehr oder weniger große methodentypische Abweichungen von der gravimetrisch (also durch Wägen von getopften Pflanzen oder Stammsegmenten und der verbrauchten Wassermenge vor und nach dem Wassertransport) bestimmten Transpiration erzeugen: Zum Vergleich der Messergebnisse verschiedener Saftflussmessmethoden werden daher Korrekturfaktoren zwischen -41 % und +14 % empfohlen (Flo Sierra, 2021). Hinzu kommen Unsicherheiten hinsichtlich der Repräsentativität der für die Saftflussmessungen ausgewählten Bäume für den Gesamtbestand, die Art der Hochrechnung von Einzelbaummessungen auf den Gesamtbestand (Baumgarten et al., 2014) und die häufigen Messausfälle, die zu Lücken in den Messreihen führen. Die Verfügbarkeit von Xylemsaftflussmessungen und daraus ableitbaren Transpirationsraten hat sich durch die kürzlich veröffentlichten Messdaten des SAPFLUXNET-Netzwerks, erheblich verbessert (Poyatos et al., 2021). Fast 200 Datensätze von Saftflussmessungen an verschiedenen Waldbeständen aus der ganzen Welt wurden hier nach denselben Prinzipien aufbereitet, qualitätskontrolliert, strukturiert und mit notwendigen Zusatzinformationen versehen. Zu diesen zählen insbesondere tägliche meteorologische Daten der Messkampagnen und weitere Parameter, die es ermöglichen, Wasserhaushaltsmodellierungen durchzuführen.

Als Alternative zu Saftflussmessungen gibt es für Wälder häufig nur die Möglichkeit, die Transpiration mit prozessorientierten Wasserhaushaltsmodellen wie z.B. LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001) zu berechnen. Hierzu muss das Modell die Baumartenunterschiede in der Transpiration möglichst belastbar reproduzieren können, wenn daraus Baumartempfehlungen abgeleitet werden sollen. Bei prozessorientierten Modellen bedeutet dies, dass die Art-eigenschaften, die für die Transpiration entscheidend sind, im Modell adäquat als Parameter abgebildet sein müssen, denn sie entscheiden über das Abschneiden der Baumarten im Modell und damit auch über die darauf aufbauenden Baumartempfehlungen. Das gilt besonders, wenn artspezifische Parameter sehr sensitiv für das Simulationsergebnis sind. Hierbei kommt in LWF-Brook90 besonders der maximalen Blattleitfähigkeit (GLMAX) eine große Bedeutung zu, da sie artspezifisch variiert und – neben dem art- und bestandsabhängigen Blattflächenindex (LAI) – zugleich einer der sensitivsten Parameter des Modells ist (Groh et al., 2013; Wellpott et al., 2005). Trotz der großen Parametersensitivität wird die maximale Blattleitfähigkeit in vielen Studien (Federer et al., 2003; Panferov et al., 2009; Peters et al., 2011) baumartenübergreifend mit dem Standardwert von $0,0053 \text{ m s}^{-1}$ parametrisiert. Dies wird oft damit begründet, dass die mit Porometermessungen an Einzelblättern feststellbaren Maximalraten eine große Variabilität innerhalb der Artengruppen aufweisen (Körner, 1995). Die von der Modellstruktur her bestehende

Möglichkeit einer artspezifischen Parameteranpassung auf der Basis von Leitfähigkeitsmessungen oder zur Approximation an Transpirationsmessungen wird aber von Federer (2021) bei der Beschreibung von GLMAX ausdrücklich erwähnt. In (Weis et al., 2023) wird die seit 1994 enorm angewachsene Zahl an Blattleitfähigkeitsmessungen aus dem Freiland (Hoshika et al., 2018) genutzt, um für die wichtigsten Baumarten in Deutschland artspezifische Werte für GLMAX in LWF-Brook90 herzuleiten. Unterschiede zwischen den Baumarten wirken sich hauptsächlich auf die simulierten Transpirationsraten aus, die nahezu linear von GLMAX abhängen.

Im Folgenden sollen die mit LWF-Brook90 berechneten Transpirationsraten an geeigneten SAPFLUXNET-Beständen mit saftflussbasierten Transpirationsraten verglichen werden, um die baumartenspezifische Parameterfestlegung im Wasserhaushaltsmodell nach Weis et al. (2023) mit bei der Erstellung der Parametersätze nicht verwendeten Messdaten zu überprüfen. Die auf der Basis von blattphysiologischen Messungen/Schätzungen und Modellergebnissen zu Bodenfeuchte und Bestandesniederschlag von anderen Beständen entstandene Parametrisierung ist dabei gänzlich unabhängig von den SAPFLUXNET-Messdaten, so dass die artspezifische Parameterwahl auf diese Weise evaluiert werden kann. Wenn verfügbare Daten vorlagen, wurde neben der Transpiration auch die vom Modell berechnete Bodenfeuchte mit Messdaten evaluiert. Bei der Bewertung dieser Daten sollten jedoch immer auch die messtechnischen Unsicherheiten bei der Erfassung von Bodenwassergehalten beachtet werden (Jackisch et al., 2020).

Nach der Modell-Evaluation wurde LWF-Brook90 eingesetzt, um die Messdaten auf ganzjährige Transpirationsraten der Bestände zu extrapolieren. Durch den Vergleich der extrapolierten Messdaten der SAPFLUXNET-Bestände mit dem lokalen Klima und Bestandseigenschaften wurden Baumartunterschiede zusätzlich charakterisiert.

5.2 Methoden

5.2.1 Verwendete Saftflussmessungen

Von den SAPFLUXNET-Beständen (Poyatos et al., 2021) wurden diejenigen ausgewählt, deren Hauptbaumart den bei Weis et al. (2023) betrachteten Baumarten entsprechen (*Fagus sylvatica*, *Quercus robur/Quercus petraea*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii*) und für die eine hinreichende Datenverfügbarkeit für die Parametrisierung und Durchführung der Wasserhaushaltmodellierung vorlag (Tabelle 5.1).

Tabelle 5.1 Bestandseigenschaften, Messverfahren und Klimadaten der Messjahre. Dargestellt sind Baumart, Anteil an der Grundfläche des Bestandes, Bestandesalter, Bestandeshöhe, Stammzahl pro Hektar, Blattflächenindex (LAI), Messmethode (HB = Heat Balance, TD = Thermal Dissipation), durchschnittlicher Jahresniederschlag (NI Jahr) und Jahresschnittstemperatur (TE Jahr) der Messjahre.

Name	Baumart	Anteil [%]	Alter [a]	Höhe [m]	Stammzahl [N/ha]	LAI [m ² /m ²]	Mess- methode	NI Jahr [mm/a]	TE Jahr [°C]
Bilovice	Eiche	100	39	14	2800	5,0	HB	630	9,7
Lanzhot**	Eiche	29**	110	36	240	3,6	HB	503	10,9
Fontainebleau 2006	Eiche	79	150	28	1104	1,3	TD	711	11,5
Fontainebleau 2014	Eiche	79	158	28	1104	1,3	TD	772	12,8
Merzalben Buche	Buche	100	53	23	1176	5,0	TD	934	8,8
Stechlin 2002	Buche	100	113	27,2	216	4,9	TD	662	8,4
Stechlin 2004	Buche	100	115	27,2	216	5,3	TD	665	8,2
Stitna nad Vlari	Buche	100	114	31	281	6,1	HB	669	8,9
Hesse 1997	Buche	90	29	12,8	4452	5,3	TD	981	10
Hesse 2000	Buche	90	32	13	3297	5,2	TD	957	10,3
Loobos	Kiefer	100	104	18	434	2,2	TD	661	9,9
Norunda Kiefer ST3 2002*	Kiefer	79	110	27,2	680	2,6	HB	328*	6,5
Norunda Kiefer ST3 2007	Kiefer	79	115	27,2	680	2,6	HB	522	6,6
Norunda Kiefer ST1	Kiefer	82	104	28,7	429	2,7	HB	655	5,3
Bik	Fichte	100	39	16,7	1228	6,0	HB	1118	7
Krtiny	Fichte	100	34	17	2025	5,0	HB	631	9,8
Norunda Fichte ST2*	Fichte	54	97	27,7	789	3,5	HB	301*	6
Fyodorovskoye 1999	Fichte	86	178	23,5	678	2,7	TD	486	5,1
Davos	Fichte	95	240	28	830	3,1	TD	716	2,9
Merzalben Douglasie 2010	Douglasie	100	38	29	444	3,5	TD	934	8,8
Merzalben Douglasie 2013	Douglasie	100	41	30	372	3,4	TD	938	9,4
Merzalben Mischbestand 2010	Douglasie	67	48	30	696	2,6	TD	934	8,8
Merzalben Mischbestand 2013	Douglasie	68	51	31	520	2,3	TD	938	9,4

*kein Niederschlag zwischen dem 1.1. und 15.4. des Jahres angegeben; **Transpiration von anderen Baumarten überwiegt

Die verwendeten Messkampagnen bzw. Untersuchungsflächen stammen aus unterschiedlichen Jahren und Ländern und sind neben der zusammenführenden Veröffentlichung durch Poyatos et al. (2021) zum Teil auch separat dokumentiert (Delpierre et al., 2016; Elbers et al., 2011; Etzold et al., 2011; Granier et al., 2000; Granier et al., 2008; Jochheim et al., 2004; Lundin et al., 1999; Lütschwager & Remus, 2007; Milyukova et al., 2002; Stojanović et al., 2017; Thomas et al., 2015). Zusätzlich zu der veröffentlichten Datenbank konnten mit Unterstützung der bearbeitenden Wissenschaftler wichtige Datenlücken geschlossen werden.

Wie fast alle Xylemsaftflussmessungen nutzen auch die hier betrachteten Verfahren „heat balance“ (Čermák et al., 1973, 2004) und „thermal dissipation“ (Granier, 1985) die Kühlungswirkung des Xylemsaftflusses auf eine Energiezufuhr, die entweder als Hitzeimpuls oder als kontinuierliche Erwärmung auf das Xylem einwirkt. Die Kühlungswirkung des Saftflusses wird dabei anhand von Temperaturmessungen im Splintholz bestimmt. Grundsätzlich sind diese Messungen daher auf gute thermische Verbindung angewiesen und können bei eingeschränktem Kontakt, etwa durch die Variabilität der Holzeigenschaften, Ungenauigkeiten bei der Sensorinstallation oder Wundreaktionen, die tatsächliche Saftflussrate unterschätzen (Clearwater et al., 1999). Eine Überschätzung der Saftflussrate kommt dagegen nur in Ausnahmefällen vor, z.B. durch das Unterlassen einer Abschirmung gegen strahlungsbedingte Temperaturgradienten. Die aus solchen Faktoren resultierende Unterschätzung der tatsächlichen Saftflussrate ist erheblich und wird von Flo Sierra (2021) mit -40% (thermal dissipation) bzw. -21% (heat balance) angegeben.

5.2.2 Modellanwendung an SAPFLUXNET-Flächen

Die LWF-Brook90-Simulationen wurden mit dem R-Paket LWFBrook90R durchgeführt (Schmidt-Walter et al., 2020). In Einzelfällen begannen die flächen- und jahresspezifischen Klimadaten der SAPFLUXNET-Datenbank erst mit Beginn der Xylemsaftflussmessungen. Um eine für die Wasserhaushaltsmodellierung adäquate initiale Bodenfeuchte zu gewährleiten, wurden hier die Klimadaten ab Jahresbeginn von einem anderen Jahr übernommen oder (Fläche Stechlin) mit zusätzlichen Klimadaten der Messdatenerheber ergänzt. Der Laubaustrieb wurde deshalb auch nicht nach Menzel (1997) berechnet, da hier Klimadaten ab dem 1. November des Vorjahres benötigt werden, sondern nach dem in LWFBrook90R enthaltenen *Ribes uva-crispa*-Modell des Deutschen Wetterdienstes (Janssen, 2009). Hangneigung und Exposition konnten dem SAPFLUXNET Datensatz immer entnommen werden. Für die Bodendaten standen meistens nur über das gesamte Bodenprofil aggregierte Texturangaben zur Verfügung. Um diese Information wieder in eine vertikale Schichtung aufzulösen, wurden ersatzweise Bodenprofile der gut charakterisierten nordwestdeutschen Level II-Flächen ausgewählt, die hinsichtlich Sandanteil und Tonanteil ähnlich zu den Angaben im Datensatz waren. Als Ähnlichkeitsmaß wurde der Root Mean Square Error der bis zur jeweils relevanten Bodentiefe aggregierten Sand-, Schluff- und Tonanteile verwendet. Dieses Verfahren wurde an einzelnen Beständen über den Vergleich modellierter und gemessener Bodenfeuchten in verschiedenen Tiefen getestet und lieferte in diesen Fällen zufriedenstellende Ergebnisse in unterschiedlichen Tiefen (Abbildung 5.1) oder zumindest im für die Wasseraufnahme wichtigen Oberboden (Abbildung 5.2). Die Bewertung berücksichtigte auch, dass Niveauverschiebungen bei Bodenfeuchtemessungen aufgrund von Bodenstörungen bei der Sondeninstallation oder einer unzureichenden Sondenkalibrierung nicht ungewöhnlich sind. So wurde auch ein paralleler Verlauf mit ca. 20 % Niveauunterschied in der gemessenen und simulierten Bodenfeuchte wie bei Lanžhot als akzeptabel eingestuft.

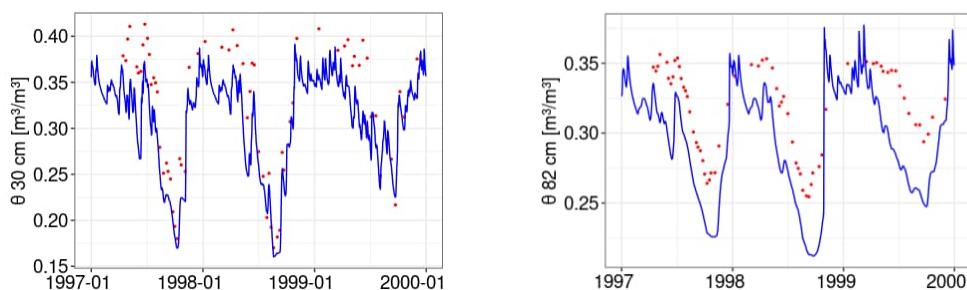


Abbildung 5.1: Modellierte (blau) im Vergleich zu beobachteten (rot) Bodenwassergehalten (Θ) für den Buchenstandort Hesse (Frankreich).

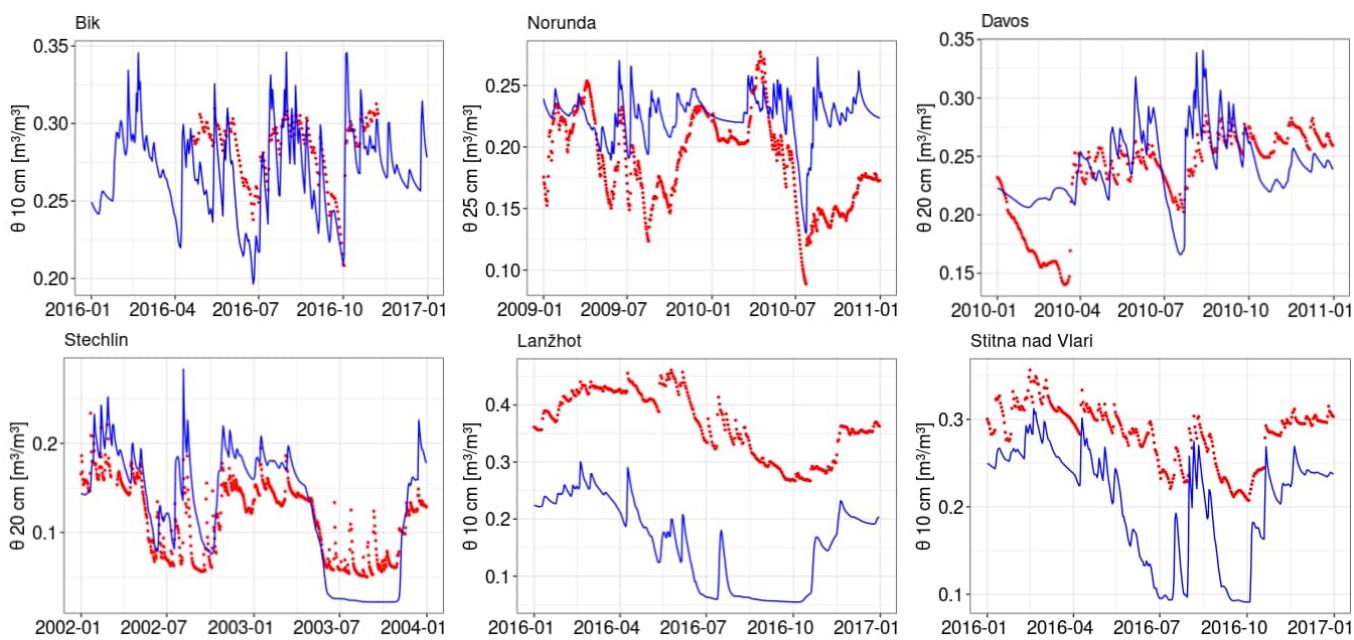


Abbildung 5.2: Modellierte (blau) im Vergleich zu beobachteten (rot) Bodenwassergehalten (Θ) für den Oberboden in Bik (CZ, Fichte), Davos (CH, Fichte), Lanžhot (CZ, Eiche), Norunda (S, Kiefer), Stechlin (D, Buche) und Stitna nad Vlari (CZ, Buche).

Als Bestandeseigenschaften lagen jährliche Daten von Grundfläche, Bestandesdichte, -alter und -höhe vor, auch der Anteil verschiedener Baumarten an der Bestandesgrundfläche. Aus diesen Daten wurden mit allometrischen Schätzmodellen (Weis et al., 2023) der Stammflächen- und Blattflächenindex ermittelt. Wenn gemessene LAI-Werte vorlagen, wurden diese verwendet. Die verwendeten GLMAX-Parameter sind in Tabelle 5.2 aufgelistet. Um die Wirkung der maximalen Blattleitfähigkeit GLMAX im Modell zu veranschaulichen und die Parameterwahl je Baumart genauer beurteilen zu können, wurde außerdem der Parameter GLMAX so variiert, dass er um -33 % gegenüber der abgestimmten Parametrisierung reduziert bzw. um +33 % erhöht wurde. Die angenommenen GLMAX-Werte in der Parametervariation variierten also bei Eiche zwischen 0,00467 und 0,00931 m s^{-1} , bei Buche zwischen 0,004 und 0,008 m s^{-1} , bei Fichte zwischen 0,00233 und 0,00467 m s^{-1} , bei Kiefer zwischen 0,003 und 0,006 m s^{-1} und bei Douglasie zwischen 0,00167 und 0,003325 m s^{-1} . Insgesamt wurden 23 kontinuierliche Saftflussmesskampagnen mit ein bis sechs Jahren Dauer aus der SAPFLUXNET-Datenbank parametrisiert, wobei Jahre mit nicht ausreichender Datenlage ausgeschlossen wurden.

Tabelle 5.2: Für die Baumarten aus Leitfähigkeitsdaten abgeleitete GLMAX-Parameter.

Baumart	Eiche	Buche	Kiefer	Fichte	Douglasie
GLMAX [m s^{-1}]	0,0070	0,0060	0,0045	0,0035	0,0025

5.2.3 Hochrechnung auf die Bestandestranspiration des Messzeitraums und Extrapolation auf Jahresraten

Die Saftflussdaten an zumeist 3 bis 10 Bäumen wurden nach dem von Poyatos et al. (2021) vorgeschlagenen Verfahren zur unkorrigierten gemessenen Bestandestranspiration ($T_{\text{MESS, ROH}}$, im Text auch: Rohmessergebnisse) 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 LAI-Messungen vorlag. Die bekannte methodenabhängige Unterschätzung des Saftflusses durch die verwendeten Messverfahren (Flo Sierra 2021) wurde für den quantitativen Vergleich mit den Simulationen pauschal um -21% (Heat Balance) bzw. -40% (Thermal Dissipation) korrigiert (korrigierte gemessene Bestandestranspiration: $T_{\text{MESS, KORR}}$).

Sowohl $T_{\text{MESS, ROH}}$ als auch $T_{\text{MESS, KORR}}$ beinhalten nur die Tage, von denen auch Messungen vorlagen. Die Saftflussmessungen deckten im Durchschnitt aller Messkampagnen jedoch nur 82 % der Vegetationsperiode ab, so dass gemessene jährliche Transpirationsraten in der Regel nicht vollständig vorlagen. Um trotzdem einen Vergleich mit den Jahresniederschlägen zu ermöglichen, erfolgte deshalb die Berechnung der gemessenen Jahrestranspiration

$T_{MESS, KORRJAHR}$ (bzw. auch $T_{MESS, ROHJAHR}$) durch Extrapolation auf Basis eines Messlückenersatzes mit modellierten Transpirationsraten aus LWF-Brook90. Für den zuvor ermittelten Bias der modellierten Transpirationsraten (T_{MOD}) an Tagen mit Xylemsaftflussmessung im Vergleich zu den korrigierten Messdaten $T_{MESS, KORR}$ wurde dabei eine Biaskorrektur vorgenommen. Der Modellbias wurde einzeln für jede zeitlich zusammenhängende Messkampagne aus der Differenz der modellierten und der korrigierten gemessenen Transpirationsraten ermittelt:

$$Bias = \frac{T_{MOD} - T_{MESS, KORR}}{T_{MESS, KORR}}$$

Zur Validierung der artspezifischen Parametrisierungen von LWF-Brook90 wurde der artspezifisch gemittelte relative Vorhersagefehler $VF_{Baumart}$ für alle n modellierten Messkampagnen einer Baumart aus den jeweiligen Bias berechnet:

$$VF_{Baumart} = \frac{\sum_{i=1}^n Bias_i}{n_{Baumart}}$$

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Vergleich der Transpiration aus Wasserhaushaltmodellierung und Xylemsaftflussmessung

Die modellierte Transpiration T_{MOD} gab den zeitlichen Verlauf der Rohmessergebnisse $T_{MESS, ROH}$ in den meisten Fällen gut wieder. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) lag im Durchschnitt aller Messkampagnen bei 0,63 (Tabelle 5.3). Quantitativ war der Unterschied zwischen der Modellierung und den auf den Bestand hochgerechneten aber nicht um den Methodenfehler korrigierten Messdaten oft groß, wobei die Rohmessergebnisse erwartungsgemäß in den meisten Fällen unter den modellierten Transpirationsraten lagen.

Bei den Eichenflächen (Abbildung 5.3) lagen die Rohmessergebnisse in Fontainebleau-Barbeau (2006) und Bilovice relativ nah an den modellierten Transpirationsraten (-14% bzw. +19%). Zwei Messkampagnen (Fontainebleau-Barbeau 2014 und Lanžhot) zeigten aber auch um 44 % bzw. 43 % unter den simulierten Transpirationsraten liegende Werte. Bei der Fläche Bilovice (2016) fiel auf, dass der Beginn der Vegetationsperiode im Modell früher angesetzt wurde als durch die Messdaten belegt. Zumindest gab es einen Zeitversatz zwischen dem modellierten Beginn der Transpiration und dem im Jahr 2016 zwar frühzeitig startenden, aber zunächst sehr geringem Xylemsaftfluss. Am Ende der Vegetationsperiode 2016 sank dagegen die modellierte Transpiration früher ab als die Messungen. Die Rohmessergebnisse der Eichenflächen lagen im Mittel 21 % niedriger als die Modellergebnisse.

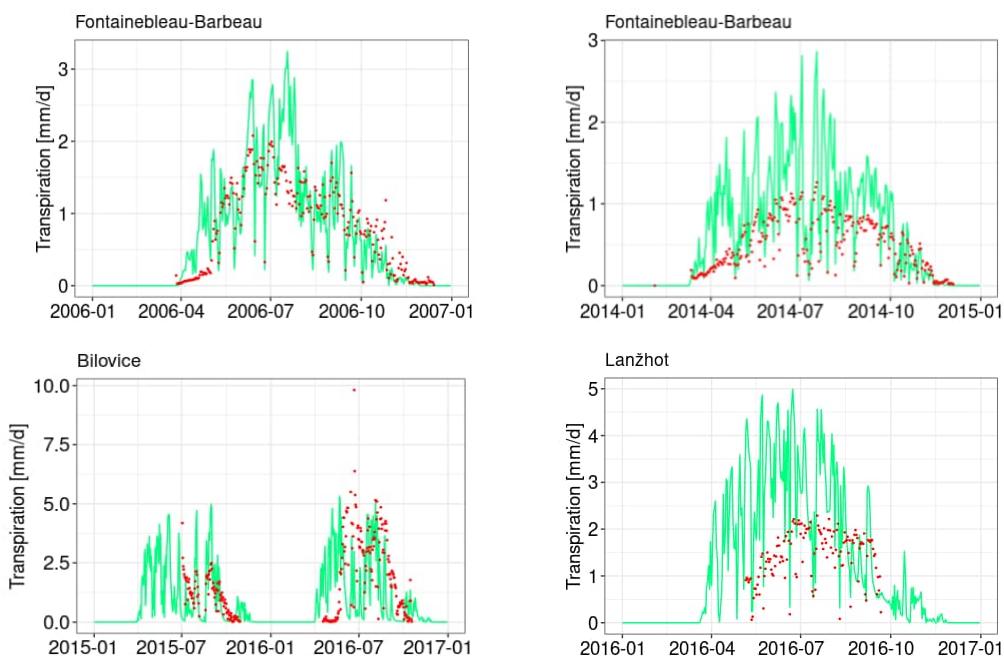


Abbildung 5.3: Modellierte (grün) und gemessene (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Eichenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.

Bei den Buchenflächen (Abbildung 5.4) war besonders auffällig, wie gut die saftflussbasierten Transpirationsraten

des Buchenstandorts Hesse in Frankreich mit den Simulationen übereinstimmten. Die Rohmessergebnisse lagen nur um 8 % bzw. 6 % unter den modellierten Transpirationsraten. An den Messungen aus Hesse für die Jahre 2000 bis 2005 war aber auch eine methodisch bedingte Einschränkung der Saftflussmessungen zu erkennen: Wenn an denselben Bäumen über mehrere Jahre mit Saftfluss-Sensoren gemessen wird, lässt sich über die Jahre oft eine Abnahme der Gesamtraten beobachten, die mit Wundreaktionen des Holzes durch die Messung zusammenhängen kann. Die klimagetriebenen Wasserhaushaltsmodellierungen zeigten diese Abnahme nicht. Bei der Fläche Stitna nad Vlari startete die simulierte Vegetationsperiode früher und endete später als durch die Messungen belegt. Insgesamt gab es bei der Modellierung der Buchenflächen, bei denen die Rohmesswerte in der Größenordnung gut mit der Simulation übereinstimmten, aber auch solche, deren Rohmessergebnisse mehr oder weniger weit unter den modellierten Transpirationsraten lagen (insbesondere Stechlin). Nur im Bestand Hesse lag die modellierte Transpiration in den ersten beiden Jahren der zweiten Messkampagne (2000 und 2001) teilweise niedriger als die Rohmessergebnisse. Im Durchschnitt lagen die Rohmessergebnisse um 29 % unter den Ergebnissen der Modellierung.

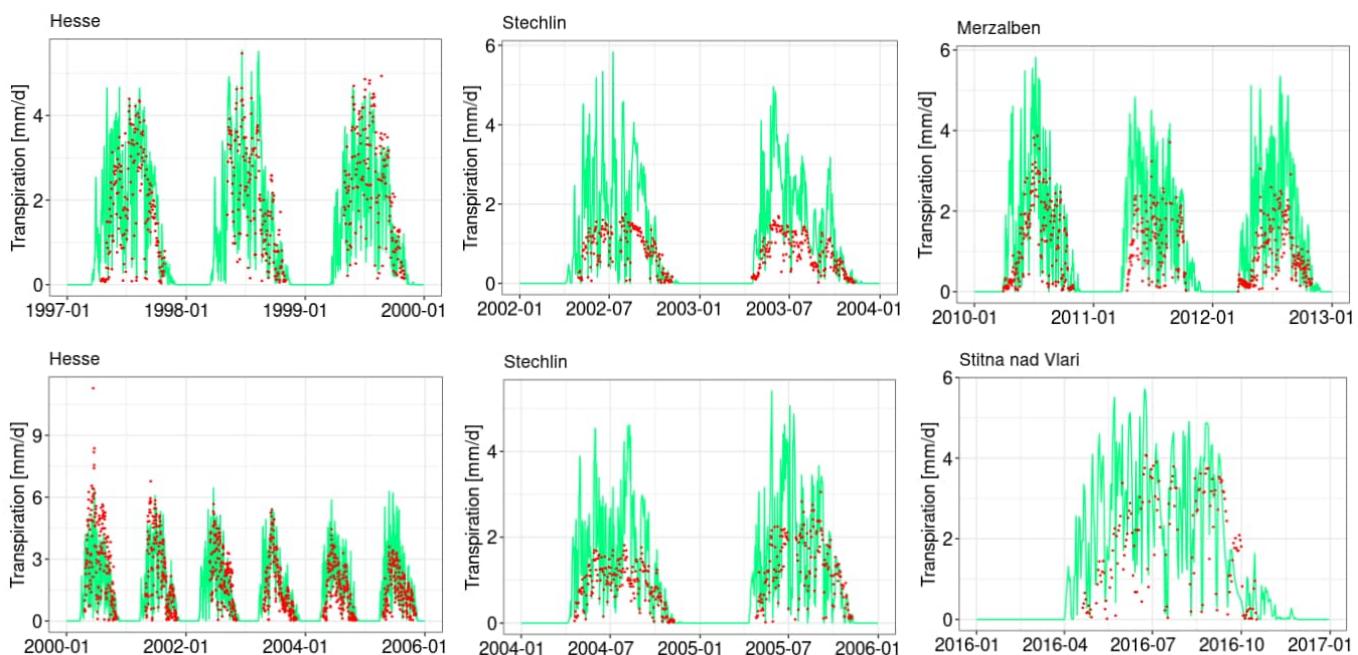


Abbildung 5.4: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Buchenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.

Für die Baumart Kiefer erlaubte die Datenlage nur für drei Untersuchungsflächen aus dem SAPFLUXNET-Netzwerk eine Wasserhaushaltsmodellierung (Abbildung 5.5). Auch die ersten Messkampagnen des Norunda-ST3-Kiefernbestands wiesen in manchen Jahren Lücken in den Klimadaten auf, so dass nur die Jahre 2002 und 2007 ausgewertet wurden. Bei allen drei Kiefernbeständen (2009 wurde im Norunda Kiefernbestand ST1 gemessen) blieben die Rohmessergebnisse weit unter den modellierten Transpirationsraten. Ausnahmen waren lediglich an einigen Tagen auf der Fläche Loobos zu erkennen. Allerdings handelte es sich bei den extrem hohen Raten am Sommerende 2012 und im Januar 2013 wahrscheinlich um singuläre Messartefakte. Grundsätzlich auffällig war dort jedoch, dass auch im Winterhalbjahr (2013/2014 und 2014/2015) Saftfluss festgestellt wurde, während die Wasserhaushaltsmodellierung im selben Zeitraum eine Transpiration nahe null ergab. Aufgrund der insgesamt niedrigen Transpirationsraten im Winter war die Auswirkung der Abweichungen bei Betrachtung der gesamten Messperiode aber gering. Im Durchschnitt lagen die Rohmessergebnisse für alle ausgewerteten Kiefernbestände um 52 % unter den modellierten Transpirationsraten.

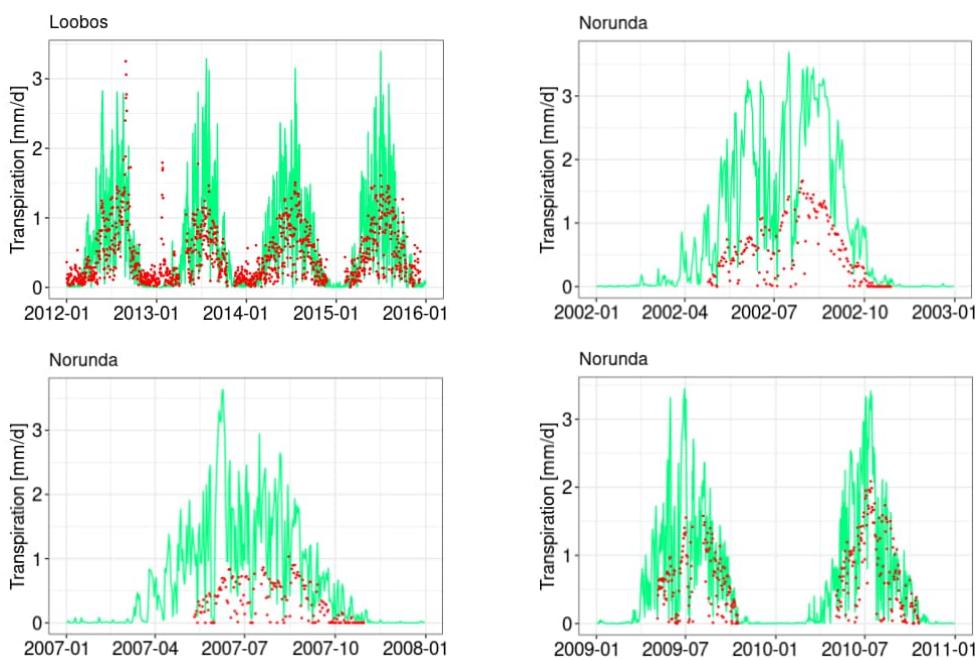


Abbildung 5.5: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Kiefernflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.

Bei den Fichtenbeständen (Abbildung 5.6) gab es mit Norunda ST2 und Krtiny zwei Bestände, deren Rohmessergebnisse aus den Jahren 2001 bzw. 2015 in der Größenordnung und im Verlauf gut mit den modellierten Transpirationsraten übereinstimmten. Allerdings lagen sie in Krtiny im zweiten Jahr der Messungen wahrscheinlich methodenbedingt sowohl niedriger als die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung als auch deutlich unter den Vorjahreswerten. Auf den Flächen Bik, Davos und Fyodorovskoye ergaben die Rohmessergebnisse auffällig niedrige Transpirationsraten im Vergleich zur Modellierung und im Vergleich zu den Rohmessergebnissen der beiden anderen Fichtenflächen. Insbesondere die maximale Tagestranspiration in Davos und Fyodorovskoye zeichnete sich durch sehr niedrige Werte aus. Im Durchschnitt aller Fichtenbestände lagen die Rohmessdaten um 33 % unter den modellierten Transpirationsraten.

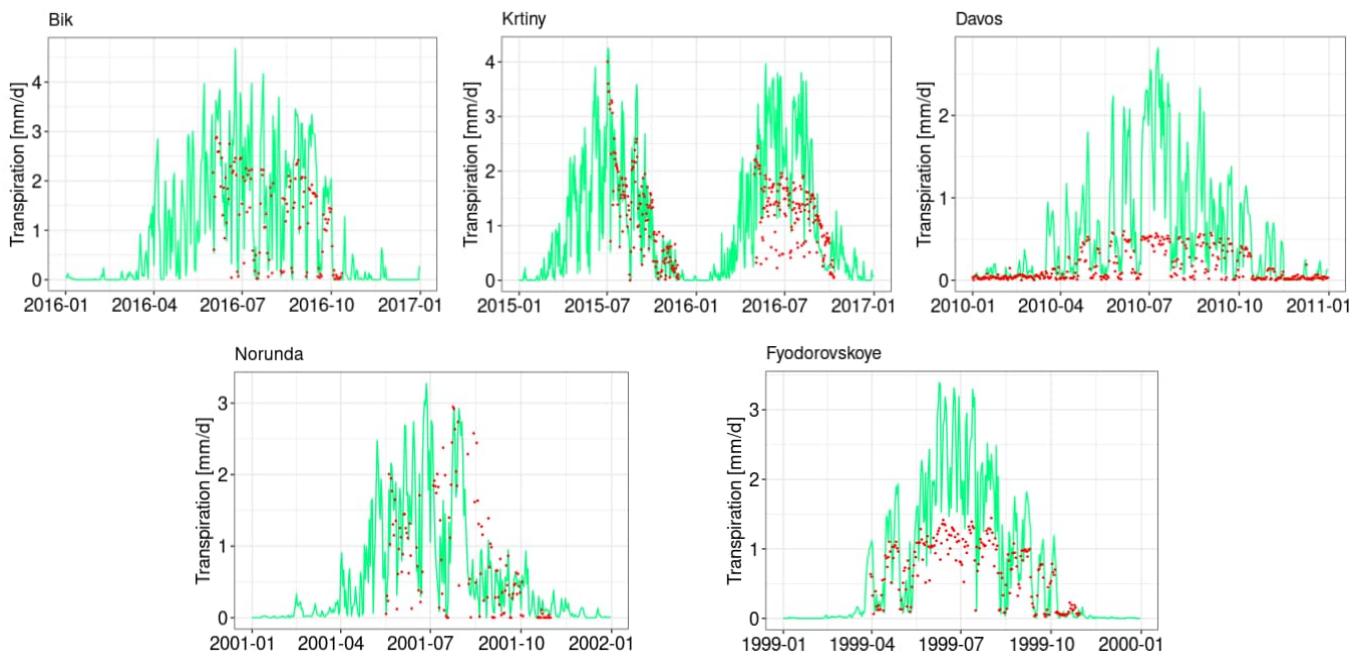


Abbildung 5.6: Modellierte (grün) und saftflussbasierte (rot) Bestandestranspiration ausgewählter Fichtenflächen im SAPFLUXNET-Netzwerk.

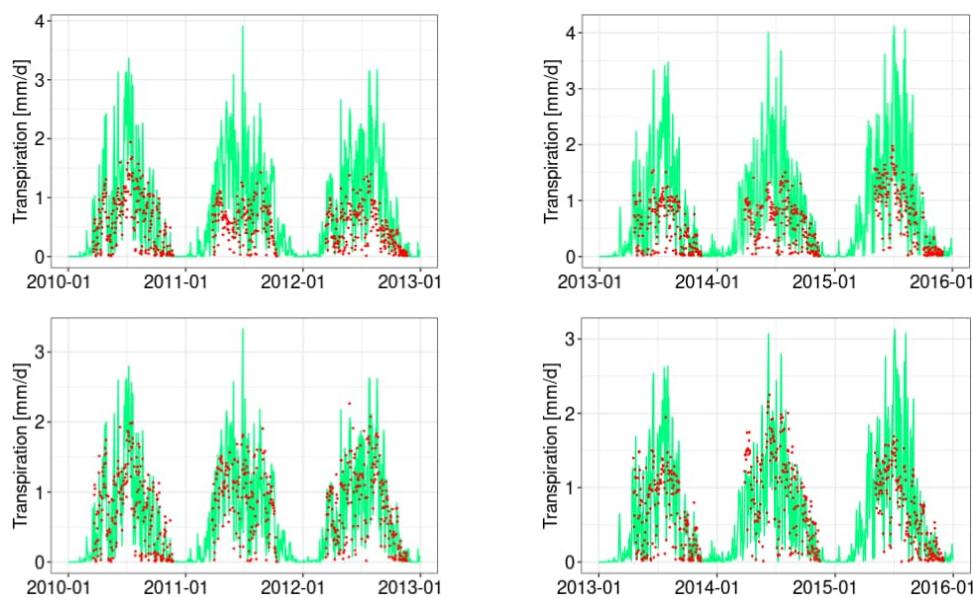


Abbildung 5.7: Modellierte (grün) und saftflussbasierte Bestandestranspiration (rot) für die zwei Douglasienflächen bei Merzalben im SAPFLUXNET-Netzwerk (oben: Reinbestand; unten: Mischbestand mit ca. 68 % Douglase).

Von den vier Messkampagnen auf den beiden Douglasienflächen bei Merzalben (Abbildung 5.7) stimmten die Rohmessergebnisse der Mischbestandsfläche sehr gut mit der modellierten Transpiration überein und lagen nur um 8 % bzw. 15 % unter den Modellergebnissen. Im Vergleich dazu war der Unterschied im Reinbestand mit einer Abweichung von -47 % deutlich höher. Im Durchschnitt aller Flächen und Messkampanien lagen die Rohmessergebnisse bei Douglasie um 29 % unter den modellierten Werten.

5.3.2 Validierung der Transpirationsmodellierung

Beim Vergleich der Saftfluss basierten Rohmessergebnisse $T_{MESS, ROH}$ auf Bestandesebene mit der modellierten Bestandestranspiration T_{MOD} lagen die Messwert basierten Daten bei allen Baumarten erheblich unter den modellierten Werten, und zwar trotz der baumartenspezifisch sehr unterschiedlich gewählten GLMAX-Werte auch in etwa in derselben Größenordnung (-21 % bei Eiche, -29 % bei Buche, -29 % bei Douglasie, -33 % bei Fichte und -52 % bei Kiefer). Fast nie (nur in Bilevice, Eiche) lag die modellierte Transpiration dagegen unter den Rohmessergebnissen. Dieser erhebliche Niveauunterschied der Rohmessergebnisse aller Baumarten wurde dagegen weitgehend ausgeglichen, wenn die von Flo Sierra (2021) festgestellte methodentypische Unterschätzung des Saftflusses korrigiert wurde ($T_{MESS, KORR}$, Tabelle 5.3). Der mittlere Vorhersagefehler für die Baumarten betrug: $VF_{Eiche} -4\% (\pm 31)$, $VF_{Buche} -6\% (\pm 23)$, $VF_{Kiefer} +78\% (\pm 72)$, $VF_{Fichte} +19\% (\pm 40)$ und $VF_{Douglasie} -10\% (\pm 22)$. Der Vorhersagefehler ist also nur bei Kiefer eindeutig gerichtet (und zwar positiv), während bei den anderen baumartspezifischen Modellparametrisierungen die Standardabweichung zwischen den Flächen größer als der Betrag des mittleren Vorhersagefehlers ist. Die Auswirkungen der Parameterwahl für GLMAX auf den je Baumart gemittelten Vorhersagefehler und die Standardabweichung zeigt Tabelle 5.4.

Hieraus wird deutlich, dass bei einem um ein Drittel niedrigeren GLMAX-Wert nur der mittlere Vorhersagefehler der Fichtenbestände unter 10 % läge. Nur bei der Douglasie wäre in diesem Fall die Richtung des Vorhersagefehlers eindeutig bestimmbar (negativ). Würde dagegen GLMAX um ein Drittel höher als die Standardparametrisierung gewählt, wäre nur bei Kiefer ein eindeutig gerichteter (positiver) Vorhersagefehler festzustellen, während die Richtung bei den anderen Baumarten nicht bestimmbar wäre. Der bei Eiche, Buche und Douglasie in der Standardparametrisierung im Mittel leicht negative Vorhersagefehler würde durch den höheren GLMAX-Wert leicht positiv, würde im Betrag aber weiterhin unter 10 % liegen.

Tabelle 5.3: Jahresschnittswerte der Bestandestranspiration des Messzeitraums und des ganzen Jahres. Dargestellt sind die jährlichen Summen der im Messzeitraum erhobenen Rohmessergebnisse ($T_{MESS, ROH}$), der korrigierten Messwerte ($T_{MESS, KORR}$) und der für den Messzeitraum modellierten Werte (T_{MOD}) der Bestandestranspiration, das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Rohmessergebnisse und täglichen modellierten Werte, und der Modellbias. Die letzten beiden Spalten zeigen die aufs Jahr extrapolierten und aufsummierten Messwerte ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierten Werte ($T_{MODJAHR}$) der Bestandestranspiration.

Name	Baumart	$T_{MESS, ROH}$ [mm/a*]	$T_{MESS, KORR}$ [mm/a*]	T_{MOD} [mm/a*]	R^2	Bias [%]	$T_{MESS, KORRJAHR}$ [mm/a]	$T_{MODJAHR}$ [mm/a]
Bilovice	Eiche	247	315	208	0,05	-34	474	313
Lanzhot	Eiche	200	255	359	0,21	41	320	451
Fontainebleau 2006	Eiche	213	358	247	0,71	-31	358	247
Fontainebleau 2014	Eiche	133	224	235	0,80	5	224	235
Merzalben Buche	Buche	206	346	373	0,60	8	402	433
Stechlin 2002	Buche	154	259	321	0,70	24	276	342
Stechlin 2004	Buche	205	345	312	0,52	-10	376	341
Stitna nad Vlari	Buche	294	375	401	0,58	7	455	487
Hesse 1997	Buche	387	650	422	0,58	-35	719	467
Hesse 2000	Buche	378	635	401	0,74	-37	706	446
Loobos	Kiefer	148	249	209	0,62	-16	255	215
Norunda Kiefer ST3 2002	Kiefer	101	129	296	0,78	129	138	316
Norunda Kiefer ST3 2007	Kiefer	54	69	180	0,67	161	89	233
Norunda Kiefer ST1	Kiefer	108	138	182	0,76	32	167	221
Bik	Fichte	165	210	228	0,87	9	318	346
Krtiny	Fichte	187	238	258	0,57	8	350	380
Norunda Fichte ST2	Fichte	105	134	105	0,5	-22	260	204
Fyodorovskoye	Fichte	150	252	256	0,61	2	259	263
Davos	Fichte	60	101	195	0,84	93	101	195
Merzalben Douglasie 2010	Douglasie	120	202	225	0,6	11	234	261
Merzalben Douglasie 2013	Douglasie	124	208	233	0,73	12	249	278
Merzalben Mischbestand 2010	Douglasie	172	289	187	0,76	-35	334	216
Merzalben Mischbestand 2013	Douglasie	153	257	180	0,67	-30	303	212

*berücksichtigt wurden nur Tage mit Xylemsaftflussmessungen

Tabelle 5.4: Mittlerer relativer Vorhersagefehler für die Baumarten ($VF_{Baumart} \pm$ Standardabweichung in %-Punkten) in Abhängigkeit von der Größenwahl für GLMAX. GLMAX Standard entspricht den Werten in Tabelle 5.2, GLMAX minimal und GLMAX maximal liegen um 33% darunter bzw. darüber.

	Eiche	Buche	Kiefer	Fichte	Douglasie
GLMAX minimal	-18 % \pm 31	-20 % \pm 22	+35 % \pm 55	-1 % \pm 28	-29 % \pm 18
GLMAX Standard	-4 % \pm 31	-6 % \pm 23	+78 % \pm 72	+19 % \pm 40	-10 % \pm 22
GLMAX maximal	+7 % \pm 32	+3 % \pm 24	+107 % \pm 82	+34 % \pm 54	+7 % \pm 26

5.3.3 Baumartunterschiede in der jährlichen Transpirationsrate

Die Daten der Xylemsaftflussmessungen stammten aus Klimabereichen mit Jahresniederschlägen von 486 mm bis 1118 mm und Jahresmitteltemperaturen von 2,9°C bis 12,8°C (Tabelle 5.1). Die jährlichen Transpirationssummen der betrachteten Baumarten ermöglichen es, die Transpiration relativ zum Jahresniederschlag auszudrücken (vgl. Peck & Mayer 1996) und machten dadurch Bestandestranspirationsraten und Modellabweichungen trotz der großen klimatischen und strukturellen Unterschiede zwischen den Beständen artspezifisch vergleichbar.

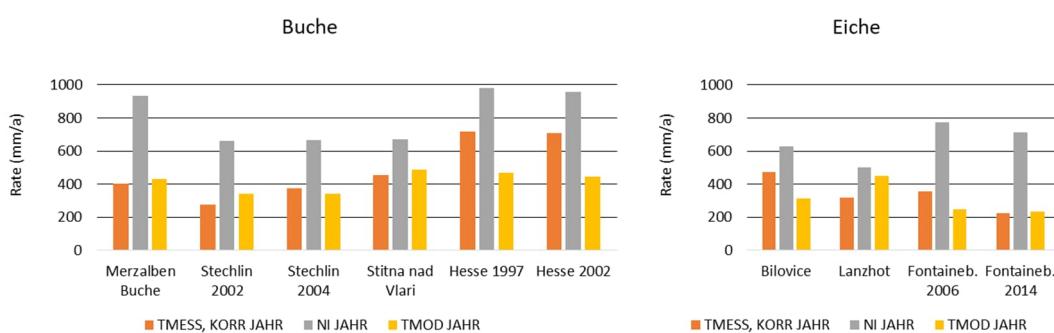


Abbildung 5.8: Gemessene ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierte ($T_{MODJAHR}$) Jahrestranspirationssummen im Vergleich zu den jährlichen Niederschlagssummen (NI_{JAHR}) der Messkampagnen an Buchen- und Eichenstandorten.

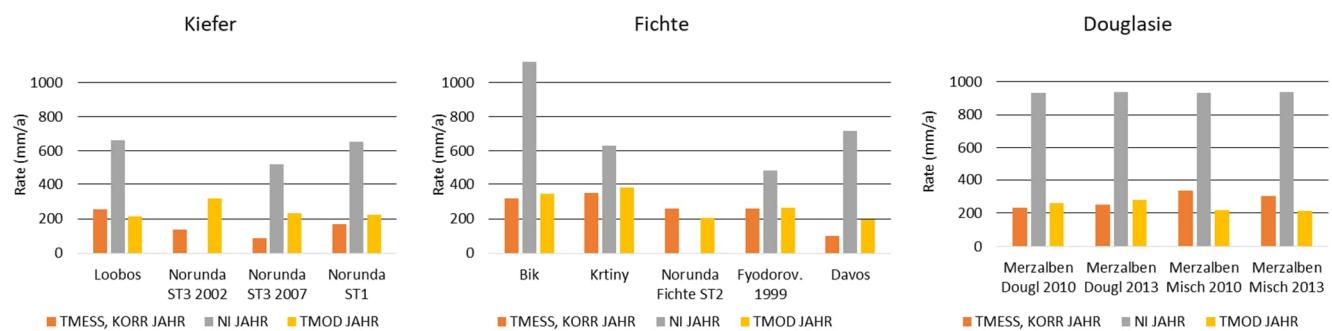


Abbildung 5.9: Gemessene ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierte ($T_{MODJAHR}$) Jahrestranspirationssummen im Vergleich zu den jährlichen Niederschlagssummen (NI JAHR) der Messkampagnen an Kiefern-, Fichten- und Douglasienstandorten.

Die Abweichung von gemessenen ($T_{MESS, KORRJAHR}$) und modellierten ($T_{MODJAHR}$) Jahrestranspirationsraten betrug bei den sechs Buchenbeständen in vier Fällen weniger als 10 % des Jahresniederschlags, bei den beiden Messkampagnen des Bestands Hesse war sie dagegen mit einer Unterschätzung von 25 % und 27 % des Jahresniederschlags deutlich größer (Abbildung 5.8). Auch bei den anderen Baumarten betrugen die Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Jahrestranspirationsraten in den meisten Fällen weniger als 15 % des Jahresniederschlags, nur bei den Eichenbeständen Bilovice (25 %) und Lanzhot (26 %) und dem Kiefernbestand Norunda ST3 2007 (28 %) war die Abweichung erheblich größer (Abbildung 5.9). Die genannten Bestände mit Abweichungsbeträgen über 15 % des Jahresniederschlags erscheinen in der Häufigkeitsverteilung der Modellabweichungen (Abbildung 5.10) als Ausreißer. Die Modellabweichungen sind insgesamt ausgewogen und zeigen weder eine Tendenz zur Unterschätzung noch zur Überschätzung.

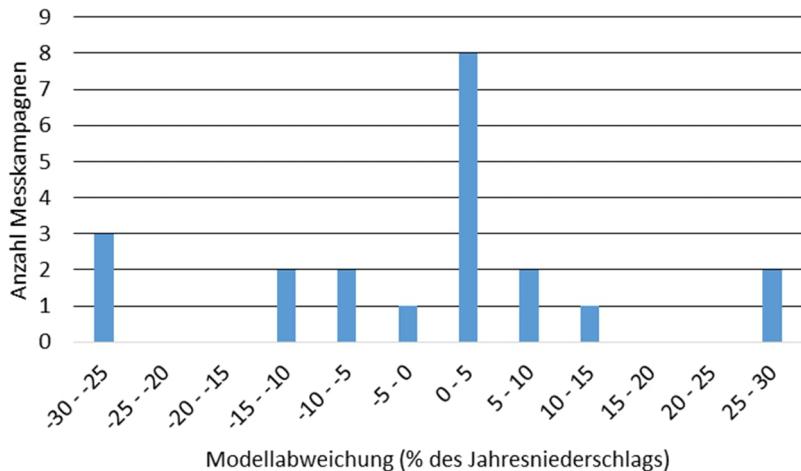


Abbildung 5.10: Häufigkeitsverteilung der Modellabweichung, ausgedrückt in % des Jahresniederschlags.

Die korrigierten gemessenen Jahrestranspirationsraten ($T_{MESS, KORRJAHR}$) variieren zwischen 14 % und 75 % des Jahresniederschlags, während die modellierten Transpirationsraten zwischen 23 % und 90 % des Jahresniederschlags ausmachen. Ausgenommen wurden bei dieser Betrachtung die Messkampagnen in Norunda Fichte ST2 und Norunda Kiefer ST3 2002, weil hier für die ersten 3,5 Monate des Jahres jeweils der Freilandniederschlag mit 0 mm angegeben war, so dass er vermutlich nicht vollständig vorliegt.

Vor dem Hintergrund des gerichteten methodentypischen Messfehlers und der geringen Anzahl von Messkampagnen wurden für eine relative Einordnung der Baumarten die maximalen je Baumart beobachteten Jahresraten (in mm) herangezogen. Die höchste absolute Jahrestranspiration der Baumarten wurde auf Basis der Messdaten (korrigiert oder unkorrigiert) bei Buchen beobachtet (Bestand Hesse, Messkampagne ab 1997), danach folgten Eichen (Bilovice) und mit einem Abstand die Nadelbaumbestände (Tabelle 5.5). Unter den Nadelbaumbeständen wiesen Fichten (Krtiny) im Baumartenvergleich die größten Jahrestranspirationsraten auf, bei Douglasienbeständen (Merzalben Mischbestand 2010) waren die größten jährlichen Transpirationsraten etwas geringer und bei Kiefern waren die maximal gemessenen jährlichen Transpirationsraten am geringsten (Loobos).

Die Rangfolge der Baumarten auf Basis der maximalen modellierten Jahrestranspirationsraten (Tabelle 5.5) war ähnlich: Die höchste modellierte Jahrestranspiration wurde bei einem Buchenbestand erreicht (Stitna nad Vlari), danach folgten Eichen (Lanzhot) und dann Fichten (Krtiny). Bei den modellierten Transpirationsraten erreichte ein Kiefernbestand (Norunda ST3 2002) höhere jährliche Transpirationsraten als die Douglasienbestände.

Tabelle 5.5: Baumartunterschiede der maximalen je Baumart festgestellten jährlichen Transpirationssumme der SAPFLUXNET-Bestände. Die maximale Transpirationssumme wird als Absolutwert für jedes der drei Verfahren (korrigierte Messwerte $T_{MESS, KORRJAHR}$; unkorrigierte Messwerte $T_{MESS, ROHJAHR}$; modellierte Werte $T_{MODJAHR}$) in mm angegeben und darunter als Anteil am jeweiligen Jahresniederschlag (NI JAHR).

maximale Jahrestranspiration	Eiche	Buche	Kiefer	Fichte	Douglasie
$T_{MESS, KORRJAHR}$ (mm)	474	719	255	350	334
$T_{MESS, ROHJAHR}$ (mm)	372	428	152	275	199
$T_{MODJAHR}$ (mm)	451	487	316	380	278
$T_{MESS, KORRJAHR} / NI JAHR$ (mm/mm)	0,75	0,74	0,39	0,55	0,36
$T_{MESS, ROHJAHR} / NI JAHR$ (mm/mm)	0,59	0,53	0,23	0,44	0,21
$T_{MODJAHR} / NI JAHR$ (mm/mm)	0,9	0,73	0,45	0,6	0,3

Für die Beurteilung der Transpirationsleistung der Baumarten war aber auch entscheidend, welcher Anteil des jährlichen Niederschlags durch die Transpiration verdunstet wurde (Tabelle 5.5). Der Baumartenvergleich der maximalen Jahrestranspiration auf Basis des Anteils am Jahresniederschlag ergab bei den gemessenen Transpirationsraten (korrigiert oder unkorrigiert) folgende Reihenfolge:

Eiche > Buche > Fichte > Kiefer > Douglasie

Derselbe Vergleich bei den modellierten Transpirationsraten führte zur selben Rangfolge.

5.3.4 Jahrestranspirationsraten im Vergleich zu Klima und Bestandeseigenschaften

Die relative Beurteilung der Baumarten-Transpiration auf Basis der aufs Jahr extrapolierten Messdaten wurde durch die klimatischen Unterschiede beeinflusst. So stammten z.B. die betrachteten Eichenbestände von besonders warmen und trockenen Standorten, während die Buchenbestände aus niederschlagsreichen warmen Regionen stammten und die Kiefernbestände von besonders trockenen und kühleren Standorten (Abbildung 5.12). Über alle Baumarten hinweg betrachtet nahm die gemessene Jahrestranspiration der Bestände mit dem jährlichen Niederschlag tendenziell eher zu, wobei vor allem warme und niederschlagsreiche Bedingungen zu hoher Transpiration führten (Abbildung 5.11). Eine lineare Regression zum Niederschlag ergab, dass die Transpirationsraten der Laubbaumbestände überwiegend oberhalb der Regressionsgeraden lagen, während die Transpirationsraten von Kiefern und Douglasien unterhalb der Regressionsgeraden lagen.

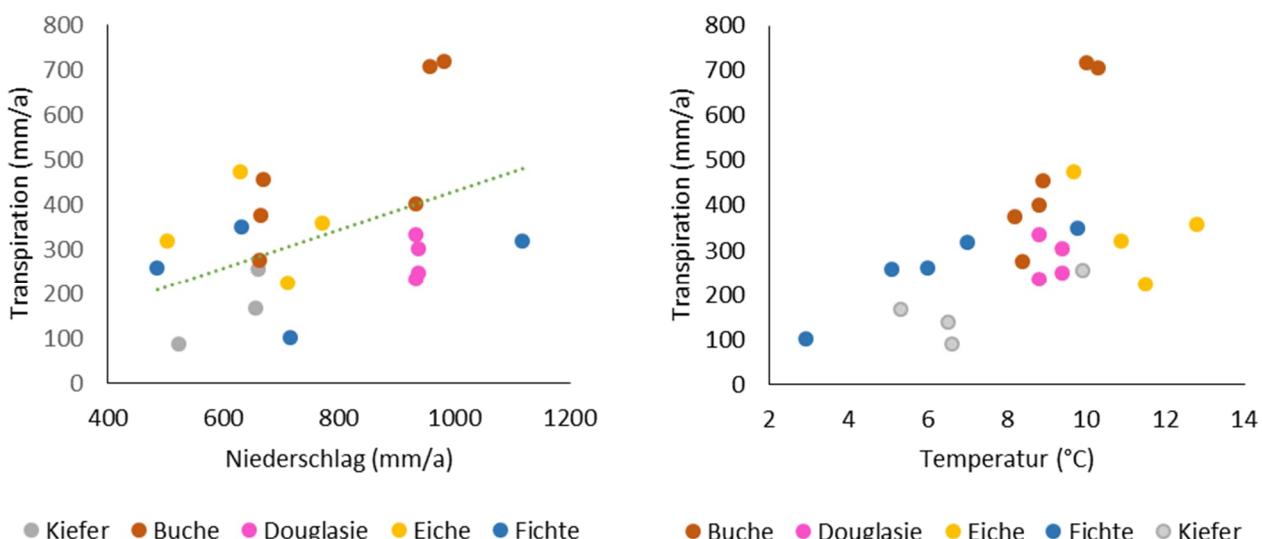


Abbildung 5.11: Abhängigkeit der korrigierten jährlichen Transpirationssumme ($T_{MESS, KORRJAHR}$) von Jahresniederschlag und Mitteltemperatur der Messjahre. Die Regressionsgerade links entspricht $T_{MESS, KORRJAHR} = 0,43 \text{ NI JAHR}$.

Die lineare Approximation entsprach einem durchschnittlichen Transpirationsanteil von 43 % am Niederschlag, dabei variierte der Anteil in einem weiten Bereich von 14% bis 74 %. Auch mit steigender Temperatur ergab sich eine tendenzielle Zunahme der Jahrestranspiration.

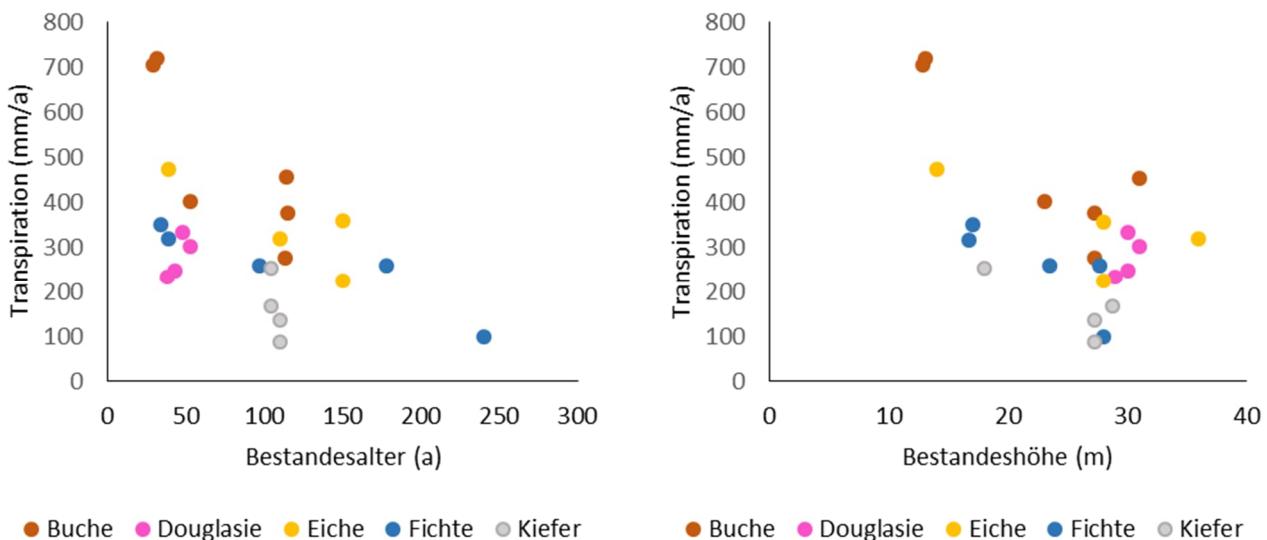


Abbildung 5.12: Abhängigkeit der aus Saftflussdaten abgeleiteten mittleren jährlichen Transpirationssumme ($T_{mess, \text{corr Jahr}}$) von Bestandesalter und Bestandeshöhe

Bei den beiden miteinander korrelierten Bestandesvariablen Alter und Höhe zeigte sich eine Abnahme der Transpirationssumme mit zunehmendem Alter bzw. Höhe (Abbildung 5.12). Die abnehmende Gesamtrendenz für alle Baumarten und Bestände ergab sich dabei in der Regel auch bei separater Betrachtung der einzelnen Baumarten.

5.4 Diskussion

Sowohl die gemessenen als auch die modellierten Transpirationssummen liegen für die berücksichtigten Flächen des SAPFLUXNET-Netzwerks in einer vergleichbaren Größenordnung (im Mittel zwischen 330-370 mm/a) zu den Angaben bei Lyr et al. (1967) und Peck & Mayer (1996). Die Größenordnung der Jahrestranspiration $T_{MESS, \text{KORRJAHR}}$ entspricht mit 43% des Jahresniederschlags fast genau dem von Schlesinger und Jasechko (2014) für Wälder publizierten durchschnittlichen Anteil (43% für temperate Laubwälder und 44% für boreale Nadelwälder). Die ebenfalls dort genannten Transpirationsanteile auf Basis von Daten der FAO liegen mit 40% (temperate Laubwälder) bzw. 41% (boreale Nadelwälder) etwas niedriger.

Für die mit vielen Fehlerquellen behafteten Messverfahren Thermal Dissipation und Heat Balance ist das eine recht gute Übereinstimmung mit externen Daten. Die Hauptfehlerquellen dieser Messverfahren werden bei der Messung am Einzelbaum selbst gesehen, während Hochrechnungsfehler als weniger ausschlaggebend gelten (Lu et al., 2004). Die Transpiration unsterändiger Bäume und des Unterwuchses wird durch die Messungen meist nicht erfasst. Weil der Xylemsaftfluss im Baumstamm nicht immer homogen ist, hängt das Messergebnis auch von der Messposition ab – so werden auf der Südseite des Stammes in der Regel die höchsten Saftflussraten gemessen (Burgess & Downey, 2018). Innerhalb des Stammes gibt es eine artspezifische und baumindividuelle radiale Abnahme der Saftflussdichte, die bei der Übertragung des Messergebnisses an einer Messposition auf den Stammquerschnitt adäquat berücksichtigt werden muss (Gebauer et al., 2012). Inhomogenitäten des Gewebes und Wundreaktionen können dazu führen, dass die Messung an einer Messposition keinen guten Kontakt zu den wasserleitenden Gefäßen hat, so dass der tatsächliche Fluss in diesen Fällen unterschätzt wird (Wullschleger et al., 2011). Insbesondere bei ringporigen Arten kann dies dazu führen, dass ein Teil der Messung in nicht-leitendem Gewebe ausgeführt wird, so dass die Messungen entsprechend korrigiert werden müssen (Clearwater et al., 1999).

Vor dem Hintergrund der ebenfalls bestehenden Unsicherheiten bei der Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells ist die qualitative Übereinstimmung des Modells mit den geschätzten Transpirationsraten in den allermeisten Fällen recht gut (R^2 zwischen 0,5 und 0,87, Tabelle 5.3), insbesondere, wenn man bedenkt, wie unterschiedlich die aus einem großen geographischen Gebiet stammenden Bestände und Baumarten klimatisch, bodenkundlich

und genetisch sein können. Nur bei zwei Beständen, den relativ nah beieinander liegenden Eichenbeständen Lanzhot und Bilovice, liegt das Bestimmtheitsmaß unter 0,5. Bei beiden Flächen spielt eine Rolle, dass das verwendete Phänologiemodell den Beginn der Vegetationsperiode offenbar früher voraussagt als es an den kontinentaleren Standorten mit kalten Wintern und besonders warmen, trockenen Sommern tatsächlich eintritt. Bei Bilovice kommt zusätzlich im Juni 2017 eine Phase mit auch für Eiche außerordentlich hohen Transpirationsmessungen vor, bei denen es sich möglicherweise um einen Sensordefekt handelt. Zumindest wäre von den das Modell antreibenden Klimadaten her eher mit einer gegenläufigen Entwicklung, also einer Abnahme der Transpirationsrate zu rechnen gewesen. Unabhängig von diesen Sonderfällen beschreibt das mechanistische Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 den Prozess der Transpiration aber in angemessener Weise, so dass mehr als die Hälfte der beobachteten Varianz in den Transpirationsmessungen erklärt werden kann. Das spricht sowohl für die Qualität der Messungen als auch für die Strukturvalidität des Modells und ermöglichte deshalb auch den modellbasierten Lückenersatz der Messungen, um Jahresraten der Bestandestranspiration aus den Messungen abzuleiten.

Im Mittel ergab sich für die Baumarten Eiche, Buche und Douglasie eine gute Übereinstimmung zwischen der Modell und Messdaten basierten Bestandestranspiration. Auch die durch die Standardabweichung erfassten Qualitätsunterschiede zwischen den Einzelflächen lagen in einem vertretbaren Rahmen, vor allem vor dem Hintergrund hoher Unsicherheiten aufgrund unterschiedlicher Messmethodik, Ungenauigkeiten bei der Sensorinstallation und flächenspezifischen Aspekten der Modellparametrisierung. Für Fichte waren die Ergebnisse zwar etwas schlechter aber dennoch zufriedenstellend. Bei Kiefer lagen die modellierten Werte dagegen sehr hoch, was aber vornehmlich an den zwei Messkampagnen 2002 und 2007 in Norunda lag.

Ob es auf dieser Basis gerechtfertigt ist, gemessene artspezifische Unterschiede in der maximalen Blattleitfähigkeit als Parameter (GLMAX) zu verwenden, die im Modell eine direkte Auswirkung auf die Transpiration haben, lässt sich nur anhand der baumartspezifischen quantitativen Auswertung von Messungen und Modell prüfen. Dabei ist die aus dem Messprinzip resultierende Erwartung, dass die Rohmessdaten die tatsächliche Transpiration eher unterschätzen, weil der thermische Kontakt nicht immer optimal ist (Clearwater et al., 1999; Wullschleger et al., 2011), bei allen Messkampagnen außer Bilovice erfüllt worden. Der dabei beobachtete, baumartspezifische Niveau-Unterschied der Messungen ist mit -21% bis -52% im Verhältnis zu den simulierten Daten erheblich. Ebenso erheblich ist aber auch die von Flo Sierra (2021) vorgeschlagene Korrektur der Saftflussmessungen um den typischerweise auftretenden Fehler der beiden verwendeten Saftflussmethoden, durch den die in Kalibrierungsexperimenten mit den beiden Methoden gefundene Unterschätzung des Saftflusses pauschal ausgeglichen wird. Das generelle Vorhandensein eines Niveauunterschieds über alle Baumarten hinweg bestätigt die von Flo Sierra (2021) postulierte Notwendigkeit einer methodenspezifischen Korrektur anhand der gravimetrischen Kalibrierungen. Durch die damit bewirkten großen Zuschläge von +27% (heat balance) und +67% (thermal dissipation) zur Rohmessung hat die Korrektur einen großen Einfluss auf die Größenordnung der korrigierten Messwerte.

Wird der Vorhersagefehler auf Basis der korrigierten Transpirationsmessungen betrachtet, so lässt sich feststellen, dass sein Betrag bei Eiche, Buche und Douglasie im Mittel der Messkampagnen mit der verwendeten Parametrisierung bis zu 10 % beträgt. Er würde bei diesen Baumarten aber auch mit einem um 33 % höheren GLMAX-Wert unter 10 % liegen. Bei Kiefer und Fichte wird der geringste Vorhersagefehler dagegen bei einem mindestens um 33 % niedrigeren GLMAX erreicht, wobei er bei Kiefer dann immer noch bei +35% liegt. Aufgrund der geringen Anzahl an Messkampagnen, die je Baumart zur Verfügung stehen, sind die Standardabweichungen des Vorhersagefehlers sehr groß, so dass der mittlere artspezifische Vorhersagefehler des Modells nicht signifikant von 0% abweicht, es also keinerlei artspezifische Über- oder Unterschätzung gibt. Damit ergibt sich hieraus noch kaum ein Ausschlusskriterium für eine der Parametrisierungsvarianten.

Bei den Beständen Lanzhot und Norunda Kiefer ST3 gibt es eine große Überschätzung der korrigierten Bestandestranspiration durch das Modell. Bei Lanzhot macht die Nominalbaumart (Eiche) nur 29 % der Bestandesgrundfläche aus - hier könnte die dominante Baumart Esche die Transpiration der Eichen so einschränken, dass die gemessene Transpiration der Eichen niedriger sein könnte als die von dominanten Eichen in Reinbeständen. Da das Modell aber von sehr hohen Leitfähigkeiten bei Eiche ausgeht, wäre das eine Ursache für eine erheblichen Überschätzung. Die sehr niedrigen gemessenen Bestandestranspirationsraten bei Norunda Kiefer ST3 dagegen könnten darauf zurückzuführen sein, dass die Waldkiefer in klimatisch geprägten Provenienzen vorkommt, die unterschiedliche Eigenschaften haben. So hat die skandinavische Herkunft von *Pinus sylvestris* (früher als eigene Varietät *lapponica* beschrieben) in Anpassung an das Klima kürzere, steil stehende Äste, kürzere Nadeln und spitze Kronen und wächst

langsamer als mitteleuropäische Herkünfte (Schütt et al., 2013). Die maximale Kronenleitfähigkeit von skandinavischen Kiefern wurde von Wang et al. (2004) mit $0,003 \text{ m s}^{-1}$ ein Drittel niedriger angegeben als der hier verwendete GLMAX-Parameter. Auch im Ausgangsdatensatz für die Parameterfestlegung (Hoshika et al., 2018) steuern die Porometermessungen an skandinavischen Kiefern mit $0,0027 \text{ m s}^{-1}$ die niedrigsten Blattleitfähigkeiten bei.

Die auch von Hoshika et al. (2018) nahegelegte Verwendung artspezifischer GLMAX-Werte erscheint grundsätzlich richtig. Zum einen zeigten sich auch bei der geringen Zahl untersuchter Bestände schon deutliche Unterschiede zwischen den Transpirationsraten der Baumarten, die sich nach den durchschnittlichen Transpirationsraten (simuliert wie gemessen) in derselben Rangfolge (Buche und Eiche) > Fichte > (Douglasie und Kiefer) darstellten. Berücksichtigt man darüber hinaus die Transpirationsleistung, also den Anteil der jährlichen Transpiration am Jahresniederschlag, bleibt die Rangfolge (simuliert wie gemessen) gleich, nur dass sich innerhalb der Gruppen (Buche und Eiche) und (Douglasie und Kiefer) die Reihenfolge umkehrt. Das Modell verhält sich in Bezug auf die Rangfolge der Baumarten in etwa so wie die Messungen – dies ist ein Indiz dafür, dass die Verwendung artspezifischer GLMAX-Werte gerechtfertigt ist.

Diese Reihenfolge der Baumarten-Transpiration wird auch deutlich, wenn man die korrigierten Transpirationsmessdaten direkt gegen den Jahresniederschlag aufträgt (Abbildung 5.11). Im Mittel liegt hier die Transpiration bei 43% des Jahresniederschlags, aber besonders bei Eichen und Buchen liegt sie meist höher, während sie bei Kiefern und Douglasien immer unter diesem Wert liegt. Die Einordnung der Fichtenbestände ist hier am unklarsten, weil sie zum Teil deutlich oberhalb oder unterhalb der 43%-Marke liegen.

Neben der Zunahme der Transpiration mit den Niederschlägen zeigt ein Vergleich der gemessenen Jahrestranspirationsraten auch eine Zunahme mit der Jahresmitteltemperatur. Wegen der bekannten Zusammenhänge zur Luftfeuchte ist hier aber nicht mit einem einfachen linearen Zusammenhang zu rechnen: So können extrem hohe Niederschläge aufgrund von luftfeuchtebedingt geringen Wasserpotenzialgradienten auch zu einer Einschränkung der Transpiration führen und extrem hohe Temperaturen wegen des zu starken Wasserpotenzialgradienten zum Stomataschluss.

Eine Abnahme der Transpirationsraten mit der Höhe und dem Alter der Bestände ist über alle Messkampagnen hinweg und auch innerhalb der jeweiligen Baumart erkennbar. In Bezug auf das Alter wurde eine abnehmende Tendenz auch bei Alsheimer et al. (1998) und Delzon & Loustau (2005) beobachtet, zum Teil war diese auch auf geringere Blattflächenindizes der älteren Bestände zurückzuführen. Die Abnahme der Jahrestranspirationsrate mit der Bestandeshöhe könnte dagegen auch auf die geringere mittlere Blattleitfähigkeit höherer Bäume zurückzuführen sein, die auf dem höheren Kavitationsrisiko sehr hoher Bäume beruht (Schäfer et al., 2000).

Insgesamt kann dies nur eine erste Auswertung der artspezifischen Unterschiede sein, die durch weitere Messkampagnen ergänzt werden sollte. Mit einer größeren Anzahl an Messungen von verschiedenen Beständen könnten die artspezifischen Unterschiede besser abgesichert werden und GLMAX-Werte (Tabelle 5.4) könnten genauer justiert werden. (Lyr et al., 1967) fanden demgegenüber keine wesentlichen Unterschiede zwischen Baumarten, während bei (Peck & Mayer, 1996) Unterschiede in der Transpiration verschiedener Baumgattungen festgestellt werden konnten. Das Ranking der Baumarten ist jedoch nicht mit dem in der vorliegenden Studie vergleichbar.

5.5 Schlussfolgerungen

Schon bei der geringen Anzahl untersuchter Bestände zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den Transpirationsraten der Baumarten, die sich modelliert wie gemessen in derselben Rangfolge darstellen. Die Auswertungen haben jedoch aufgezeigt, dass nicht nur die Ermittlung von Transpirationssummen mit Wasserhaushaltsmodellen mit hohen Unsicherheiten verbunden ist, sondern auch die messtechnische Erfassung der Transpiration mit Saftflussmessungen nur eine sehr grobe Schätzung der tatsächlichen Transpirationssummen darstellt und erforderliche Korrekturfaktoren für die Messmethoden noch einer weiteren, möglicherweise artspezifischen Optimierung bedürfen. Dennoch sind Xylemsaftflussmessungen wertvolle Datengrundlagen zur Validierung von Wasserhaushaltsberechnungen. Die Verwendung artspezifischer Parametrisierungen insbesondere bei den GLMAX-Werten im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 für die untersuchten Baumarten erscheint dabei grundsätzlich gerechtfertigt.

5.6 Literatur

- Ahrends, B., Heitkamp, Felix, Buresch, Martin, Evers, J., Hentschel, Sven, Bialozyt, R., & Meesenburg, H. (2023). Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des „Digital Soil Mapping“ bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift*, 192, 192–218.
- Ahrends, B., Meesenburg, H., Wagner, M., Scheler, B., & Fleck, S. (2013). Interzeption in Wäldern—Einfluss der Bestandesstruktur. *Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf*, Ber. Freiburger Forstl. Forschung, 96, 37–55.
- Ahrends, B., & 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(1). <https://benthamopen.com/ABSTRACT/TOGEOGJ-3-115>
- Alzheimer, M., Köstner, B., Falge, E., & Tenhunen, J. D. (1998). Temporal and spatial variation in transpiration of Norway spruce stands within a forested catchment of the Fichtelgebirge, Germany. *Annales des Sciences Forestières*, 55(1–2), 103–123. <https://doi.org/10.1051/forest:19980107>
- Baumgarten, M., Weis, W., Kühn, A., May, K., & Matyssek, R. (2014). Forest transpiration—Targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *European Journal of Forest Research*, 133(4), 677–690. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0796-4>
- Burgess, S., & Downey, A. (2018). SFM1 Sap Flow Meter Manual Version 5.1 (S. 130). University of Western Australia / ICT International Pty Ltd.
- Čermák, J., Deml, M., & Penka, M. (1973). A new method of sap flow rate determination in trees. *Biologia Plantarum*, 15(3), 171–178. <https://doi.org/10.1007/BF02922390>
- Čermák, J., Kučera, J., & Nadezhdina, N. (2004). Sap flow measurements with some thermodynamic methods, flow integration within trees and scaling up from sample trees to entire forest stands. *Trees*, 18(5), 529–546. <https://doi.org/10.1007/s00468-004-0339-6>
- Clearwater, M. J., Meinzer, F. C., Andrade, J. L., Goldstein, G., & Holbrook, N. M. (1999). Potential errors in measurement of nonuniform sap flow using heat dissipation probes. *Tree Physiology*, 19(10), 681–687. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.10.681>
- Delzon, S., & Loustau, D. (2005). Age-related decline in stand water use: Sap flow and transpiration in a pine forest chronosequence. *Agricultural and Forest Meteorology*, 129(3–4), 105–119. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.01.002>
- 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. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2003\)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2003)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2)
- Flo Sierra, V. (2021). Global ecological drivers of transpiration regulation in trees [Ph.D. Thesis, Universitat Autònoma de Barcelona]. In TDX (Tesis Doctorals en Xarxa). <http://www.tdx.cat/handle/10803/671909>
- Gebauer, T., Horna, V., & Leuschner, C. (2012). Canopy transpiration of pure and mixed forest stands with variable abundance of European beech. *Journal of Hydrology*, 442–443, 2–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.009>
- Granier, A. (1985). Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Annales des Sciences Forestières*, 42(2), 193–200. <https://doi.org/10.1051/forest:19850204>
- Granier, A., Biron, P., & Lemoine, D. (2000). Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100(4), 291–308. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00151-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00151-3)
- Groh, J., Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2013). Kalibrierung eines Bodenwasserhaushaltsmodells mit einer kombinierten Zielfunktion für die Optimierung der Wasserretentionskurve. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 57, 152–163. https://doi.org/10.5675/HyWa_2013,4_1
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 117 S.
- Hammond, W. M., Williams, A. P., Abatzoglou, J. T., Adams, H. D., Klein, T., López, R., Sáenz-Romero, C., Hartmann, H., Breshears, D. D., & Allen, C. D. (2022). Global field observations of tree die-off reveal hotter-drought fingerprint for Earth's forests. *Nature Communications*, 13(1), Art. 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29289-2>
- Hoshika, Y., Osada, Y., de Marco, A., Peñuelas, J., & Paoletti, E. (2018). Global diurnal and nocturnal parameters of stomatal conductance in woody plants and major crops. *Global Ecology and Biogeography*, 27(2), 257–275. <https://doi.org/10.1111/geb.12681>
- Jackisch, C., Germer, K., Graeff, T., Andrä, I., Schulz, K., Schiedung, M., Haller-Jans, J., Schneider, J., Jaquemotte, J., Helmer, P., Lotz, L., Bauer, A., Hahn, I., Šanda, M., Kumpan, M., Dorner, J., de Rooij, G., Wessel-Bothe, S., Kottmann, L., ... Durner, W. (2020). Soil moisture and matric potential – an open field comparison of sensor systems. *Earth System Science Data*, 12(1), 683–697. <https://doi.org/10.5194/essd-12-683-2020>
- Janssen, W. (2009). Definition des Vegetationsanfangs. Deutscher Wetterdienst, interner Bericht.
- Körner, Ch. (1995). Leaf Diffusive Conductances in the Major Vegetation Types of the Globe. In E.-D. Schulze & M. M. Caldwell (Hrsg.), *Ecophysiology of Photosynthesis* (S. 463–490). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79354-7_22
- Lu, P., Urban, L., & Zhao, P. (2004). Granier's thermal dissipation probe (TDP) method for measuring sap flow in trees: Theory and practice. *Acta Botanica Sinica*, 46, 631–646.
- Lyr, H., Polster, H., Fiedler, H.-J., & Hoffmann, G. (1967). Gehölzphysiologie. In *Gehölzphysiologie*. Fischer.
- Meesenburg, H., Ahrends, B., Kallweit, R., Scheler, B., Wagner, M., & Fleck, S. (2014). Interzeption in Wäldern: Eine (zu) wenig beachtete Größe des Wasserkreislaufs. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 34.14.
- Menzel, A. (1997). Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen: Auswertung der Beobachtungen in den internationalen phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten. Lehrstuhl für Bioklimatologie und Immissionsforschung der Univ. München.

- Panferov, O., Doering, C., Rauch, E., Sogachev, A., & Ahrends, B. (2009). Feedbacks of windthrow for Norway spruce and Scots pine stands under changing climate. *Environmental Research Letters*, 4(4), 045019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045019>
- Peck, A., & Mayer, H. (1996). Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 115(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/BF02738580>
- Peters, R., Clausnitzer, F., Köstner, B., Bernhofer, C., Feger, K.-H., & Schwärzel, K. (2011). Einfluss von Boden und Bestockung auf den Standortswasserhaushalt. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz = Forest ecology, landscape research and nature conservation*, 12, 101–109.
- Poyatos, R., Granda, V., Flo, V., Adams, M. A., Adorján, B., Aguadé, D., Aidar, M. P. M., Allen, S., Alvarado-Barrientos, M. S., Anderson-Teixeira, K. J., Aparecido, L. M., Arain, M. A., Aranda, I., Asbjørnsen, H., Baxter, R., Beamesderfer, E., Berry, Z. C., Berveiller, D., Blakely, B., ... Martínez-Vilalta, J. (2021). Global transpiration data from sap flow measurements: The SAPFLUXNET database. *Earth System Science Data*, 13(6), 2607–2649. <https://doi.org/10.5194/essd-13-2607-2021>
- Schäfer, K. V. R., Oren, R., & Tenhunen, J. D. (2000). The effect of tree height on crown level stomatal conductance. *Plant, Cell & Environment*, 23(4), 365–375. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2000.00553.x>
- Schlesinger, W. H., & Jasechko, S. (2014). Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology*, 189–190, 115–117. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.01.011>
- 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. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108023. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108023>
- Schütt, P., Schuck, H. J., & Stimm, B. (2013). Lexikon der Baum- und Straucharten: Das Standardwerk der Forstbotanik. Nikol.
- Wang, K.-Y., Kellomäki, S., Zha, T., & Peltola, H. (2004). Annual and seasonal variation of sap flow and conductance of pine trees grown in elevated carbon dioxide and temperature. *Journal of Experimental Botany*. <https://doi.org/10.1093/jxb/eri013>
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Raphael, H., & Axel, W. (2023). Modellparametrisierung zur Abbildung des Standortwasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22-52.
- Wellpott, A., Imbery, F., Schindler, D., & Mayer, H. (2005). Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. *Meteorologische Zeitschrift*, 143–150. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2005/0015>
- Wullschleger, S., Childs, K., King, A., & Hanson, P. (2011). A model of heat transfer in sapwood and implications for sap flux density measurements using thermal dissipation probes. *Tree physiology*, 31, 669–679. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr051>

6 Hochauflöste Klimaprojektionen für Deutschland

Jan-Axel Wehberg, Jürgen Böhner

6.1 Einleitung

Die Modellierung witterungsabhängiger Prozesse stellt hohe Anforderungen an die regionale Klimamodellierung. Neben einer zeitlich flexiblen und dynamischen Erstellung von Witterungsdaten für Gegenwart und Zukunft müssen die Modellkonzepte räumlich hochauflösende, topoklimatisch differenzierte Datensätze generieren können, die als Antriebsdaten für Simulationen boden- und vegetationsbezogener Prozesse in räumlich konsistenter Auflösung dienen. Regionale Klimamodelle sind in Bezug auf ihre räumliche Auflösung aber immer noch limitiert. Globale und regionale Klimamodelle (GCM, RCM) können die für forstliche Wasserhaushaltmodellierungen relevante räumliche Skala für große Modelldomänen über lange Zeiträume nicht abbilden. So liefern sogenannte nicht-hydrostatische, (konvektionsauflösende) mesoskalige Klimamodelle jeweils nur für begrenzte Modelldomänen beziehungsweise kurze Simulationszeiträume sehr hohe, für Wasserhaushaltmodellierungen geeignete Auflösungen im Kilometer- oder Subkilometerbereich (Langkamp & Böhner, 2011; Böhner et al., 2020). Die räumlichen Auflösungen der CORDEX-Daten (Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment; Jacob et al., 2014) des World Climate Research Program (WCRP) liegen jedoch bei Gitternetzweiten von etwa zwölf Kilometern. Vor diesem Hintergrund sind nachgeschaltete dynamische oder statistische Ansätze zur räumlichen Verfeinerung von Klimamodelldaten notwendig, um die in Prozessmodellen benötigten hohen räumlichen Auflösungen zu erreichen. Beispiele für diese sogenannten Downscaling-Verfahren und Konzepte ihrer Verknüpfung mit GIS-gestützten Methoden der Reliefparametrisierung zur Abbildung reliefdeterminierter geländeklimatischer Variationen finden sich u.a. bei Böhner (2004a, 2004b, 2006), Böhner et al. (2020), Böhner und Antonić (2009), Böhner & Bechtel (2018), Gerlitz et al. (2014, 2015) und Weinzierl et al. (2013, 2014).

Da sich in den regionalen Klimaverhältnissen die Einflüsse und Wechselwirkungen großskaliger Prozesse des Klimasystems und kleinräumige geländeklimatische Prozesse widerspiegeln, ist es erforderlich, dass kleinskalige Effekte durch eine angepasste Prozessierung der Ergebnisse der Klimamodellierungen parametrisiert und integriert werden. Als Eingangsdaten für die Klimaregionalisierung im Rahmen des Waldklimafonds-Projektes „Standortsfaktor Wasserhaushalt im Klimawandel“ (WHH-KW; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe FZK 22WK4141) wurden Klimamodellläufe aus dem ReKliEs-Kernensemble (Hübener et al., 2017) berücksichtigt, die dem Euro-CORDEX-Ensemble entstammen. Das Euro-CORDEX/ReKliEs-De-Ensemble (Euro-CORDEX: Coordinated Downscaling Experiment for Europe; ReKliEs-De: Regionale Klimaprojektionen Ensemble für Deutschland) bot durch seine Vielzahl an Modellkombinationen in relativ hoher räumlicher Auflösung von etwa 12 km und die Kombination aus nachgeschalteten statistischen und dynamischen Regionalisierungsverfahren die geeignete Datenbasis für das Downscaling. Grundlage für die Klimaprojektionen bildeten die RCP-Szenarien des fünften und des aktuellen sechsten Sachstandberichts des IPCC (RCP: Representative Concentration Pathway/Repräsentativer Konzentrationspfad) (IPCC, 2014, 2022). Die Bandbreite der Klimaänderungssignale für die Szenarien RCP 8.5 (mit sehr starkem Strahlungsantrieb) und RCP 2.6 (mit moderatem Strahlungsantrieb) ist durch zusätzlich erzeugte Simulationen besonders umfangreich (Hübener et al., 2017). Zudem wurde über die Wahl von Euro-CORDEX die Konformität mit den Kernensembles der Bund-Länder-Gruppe gewährleistet. Die Basis für die Auswahl war die Berücksichtigung der drei Szenarien RCP 8.5, RCP 4.5 und RCP 2.6 über dieselbe Modellkombination einerseits und die Umsetzung des Szenarios RCP 8.5 über eine mittlere, eine feuchtere und eine trockenere Ausprägung in der Vegetationsperiode andererseits. Dabei wurde das LfU-Audit zu regionalen Klimaprojektionen berücksichtigt (Zier et al., 2020). Bei der Auswahl wurde zudem auf Vollständigkeit der für die Wasserhaushaltmodellierung nötigen Datensätze geachtet. Diese Kriterien berücksichtigend, wurden in enger Abstimmung mit den Partnern des Verbundprojekts folgende Modellkombinationen ausgewählt, um eine Abschätzung zukünftiger klimatisch determinierter Prozesse und Entwicklungen auf eine breite Grundlage von Modellen, Modell-Realisierungen und Szenarien zu stellen.

- MPI-M-MPI-ESM-LR(r1)_CLMcom-CCLM4-8-17: RCPs 8.5, 4.5, 2.6 und historisch: mittlere Ausprägung (MPI_CLM)
- ICHEC-EC-EARTH(r12)_KNMI-RACMO22E(v1): RCP 8.5 und historisch: feuchte Ausprägung (ECE_RAC)
- CCCmaCanESM2_r1i1p1_CLMcomCCLM4817_v1: RCP 8.5 und historisch: trockene Ausprägung, mit abweichen- den Niederschlagsmustern in Süddeutschland (CA2_CLM)

Das nicht zum ReKliEs-Kernensemblen gehörende Modell CA2_CLM wurde in die Auswahl aufgenommen, da hier mit stark reduzierten Sommerniederschlägen spezifische saisonale Niederschlagssignale in Süddeutschland abgebildet werden, die in den anderen Modellkombinationen so nicht vorkommen.

Auf Grundlage dieser Modellläufe wurden die für die deterministischen Wasserhaushaltsmodellierungen benötigten Klimadaten wie Temperatur, Niederschlag und weitere Variablen als Antriebsgrößen für die Modellimplementierung in geeigneter Auflösung erzeugt, um Gültigkeitsbereiche und Unsicherheiten von klimatischen Eingangsdaten für Anwendungen in der forstlichen Wasserhaushaltsmodellierung abschätzen zu können. Dies ermöglichte die räumlich explizite, flächenhafte Darstellung des Wasserhaushalts in Abhängigkeit vom Klima beziehungsweise Wetter in der Gegenwart und Zukunft in adäquater zeitlicher Auflösung. Die Erfassung des Einflusses unterschiedlicher EURO-CORDEX-Modell-Realisierungen wurde sowohl für die historischen Läufe (für den Zeitraum 1950 beziehungsweise 1951 bis 2005) als auch für die Projektionen (2006 bis 2100) durchgeführt. Das methodische Konzept dieser Verfahren wurde seit 2007 im Rahmen einer mehrjährigen Forschungskooperation zwischen der FVA-BW und dem Institut für Geographie der Universität Hamburg entwickelt, hinsichtlich seiner Anwendbarkeit evaluiert und zunächst für Baden-Württemberg umgesetzt (Nothdurft et al., 2012). Bei dem im Text genannten Datensatz aus dem Walklimafonds-Projekt „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe FZK 22WC4003) handelt es sich um Zeitreihen regionalisierter DWD-Stationsdaten die in Abschnitt 6.4 vorgestellt werden.

6.2 Methoden

Die Euro-CORDEX-Knoten halten die Daten für die relevante Domäne EUR-11 in einer räumlichen Auflösung von 0,11° (etwa 12,5 km) zumeist in Fünfjahrespaketen und in polrotierter Projektion (rlon, rlat) überwiegend in täglicher Auflösung vor. Die Szenarienläufe umfassen jeweils den Zeitraum von 2006 bis 2100 und bei den sogenannten historischen Läufen den Zeitraum 1950 beziehungsweise 1951 bis 2005. Bei Letzteren ist zu beachten, dass es sich dabei um Kontrollläufe und nicht um Re-Analysen handelt. Das Downscaling erfolgte in einem iterativen Prozess unter Berücksichtigung unterschiedlicher, variablenpezifischer Methoden und liefert im Ergebnis Tagesdaten mit einer räumlichen Auflösung von 250 Metern, die auf UTM32N (EPSG 32632) projiziert und in das bereits etablierte Grid-System des Projektes WP-KS-KW eingepasst wurden (Dietrich et al., 2019). Alle Klimaszenarien wurden adjustiert, sodass das Wertenniveau und Wertespektrum sowie die statistischen Momente der Verteilungen im für die Adjustierung berücksichtigten Referenzzeitraum 1971 bis 2000 mit den empirischen Daten der Periode 1971 bis 2000 vergleichbar sind. Dies erfolgte über Korrekturgitter, mit denen die Rohdaten monatsweise korrigiert wurden.

Tabelle 6.1: Übersicht über die regionalisierten Klimagrößen, ihre jeweiligen Benennungen und Einheiten.

Klimagröße	Variable CORDEX	Einheit CORDEX	Variable WHH-KW	Einheit WHH-KW
Mitteltemperatur	tas	K	tav	0,1 °C
Minimumtemperatur	tasmin	K	tmn	0,1 °C
Maximumtemperatur	tasmax	K	tmx	0,1 °C
Niederschlag	pr	kg/m ² /s	prz	0,1 mm
Globalstrahlung	rsds	W/m ²	sgz	0,1 MJ/m ²
bodennaher Luftdruck	ps	Pa	psz	0,1 hPa
Windgeschwindigkeit	sfcWind	m/s	wsp	0,1 m/s
spezifische Luftfeuchtigkeit	huss	dimensionslos	hus	
relative Luftfeuchtigkeit	-	-	rhm	%
potenzielle Evapotranspiration	-	-	pet	0,1 mm
Dampfdruck	-	-	vap	0,1 hPa

Die CORDEX-Originaldaten liegen im NetCDF-Format vor (Network Common Data Format 4; Rew & Davis, 1990) und wurden im Regionalisierungsprozess über Climate Data Operators (CDO; Schulzweida, 2019) und das frei zugängliche Open-Source-GIS SAGA (Conrad et al., 2015; www.saga-gis.org) bearbeitet. Die Nachbereitung erfolgte über CDO und NetCDF-Operators (NCO; Zender, 2008). Tabelle 6.1 zeigt eine Übersicht über die regionalisierten Klimagrößen: relative Luftfeuchtigkeit (rhm), potenzielle Evapotranspiration (pet) und Dampfdruck (vap) standen nicht über die CORDEX-Knoten zur Verfügung und wurden über die regionalisierten Größen ermittelt. Die Ergebnisdaten wurden im NetCDF-Format jahresweise erstellt.

6.2.1 Downscaling

Das Downscaling von Temperaturvariablen (Tagesmittel, -minimum und -maximum) erfolgte in einem teilautomatisierten Prozess via SAGA mittels „Lapse Rate Based Temperature Downscaling“ (Conrad (c) 2021), einer Methode, die den Höhengradienten als wesentliche Einflussgröße für die lokale orographisch determinierte Temperaturvariation ableitet. Zunächst wurde dabei aus den grob aufgelösten CORDEX-Modellhöhen und Temperaturdaten ein Temperaturgradient ermittelt, der die modellierten Temperaturfelder auf Meeresniveau reduziert. Um die für vertikale Temperaturprofile in der atmosphärischen Grenzschicht typischen großräumigen Trends zu berücksichtigen, wurde bei dem Ansatz neben der Modellorographie die geographische Lage als Prädiktor in einem polynomischen Regressionsansatz berücksichtigt. Die auf Meeresniveau reduzierten Temperaturfelder wurden anschließend mit einem B-Spline-Verfahren auf die Zielauflösung interpoliert, um nachfolgend die Temperaturverteilung in Abhängigkeit der vertikalen Temperaturgradienten auf Basis von DGM-Höhen für die hochauflösende Zielorographie zu ermitteln. Abweichend von Methoden, die vom Institut für Geographie der Universität Hamburg im Kontext anderer BMBF- und DFG-finanzierter Projekte etabliert wurden, um auf Basis von räumlich grobauflösenden modellierten Troposphären-Profilen räumlich hochauflösende Temperaturfelder zu berechnen, wurde das oben skizzierte Verfahren nach umfangreichen Performance-Tests unter Evaluation der jeweilig erzielten Ergebnisse umgesetzt. Dies geschah insbesondere, da die unterschiedlichen CORDEX-Modellläufe aufgrund unterschiedlicher vertikaler Modell-Diskretisierungen und bisweilen nur sehr eingeschränkter Verfügbarkeit von Troposphären-Niveaus keine methodisch einheitliche und mithin methodisch konsistente Regionalisierung von Temperaturen zuließen. Die Werte für die Temperaturgradienten und Bestimmtheitsmaße wurden tagesweise als Textdateien herausgeschrieben, abgespeichert und jeweils hinsichtlich ihrer Plausibilität geprüft. Die Ursprungsdaten wurden zur Prozessierung in SAGA in UTM32N reprojiziert, aus dem ursprünglichen NetCDF-Format in Fünfjahrespaketen in GeoTiffs überführt und als Tageswerte mit entsprechendem Zeitstempel abgespeichert. Nach der Prozessierung wurden über das Werkzeug „gdal_translate“ der GDAL-Bibliothek die GeoTiffs als NetCDFs jahresweise abgespeichert (Rouault et al., 2022).

Neben den Temperaturen fällt dem Niederschlag für die Wasserhaushaltsmodellierung eine übergeordnete Rolle zu. Abweichend von den Temperaturen kann die vertikale höhenabhängige Veränderung der Niederschläge im gegliederten Gelände allerdings nur sehr unzureichend durch einfache Linearfunktionen angenähert werden, da Niederschlagssummen im Grenzschichtniveau der unteren Troposphäre vom Meeresniveau bis zur Obergrenze dieser Grenzschicht zunächst exponentiell zunehmen und anschließend oberhalb der Grenzschicht nur noch schwache höhenabhängige Veränderungen aufweisen. Um diese Gesetzmäßigkeiten im Downscaling zu berücksichtigen, wurde auf Basis von Daten des DWD-Niederschlagsmessnetzes saisonal differenzierte zusammengesetzte vertikale Transferfunktionen ermittelt, die in Abhängigkeit der in den Modelldaten abgebildeten Grenzschichthöhen und Meereshöhen jeweils exponentielle, vertikale Zunahmen des Niederschlags abbilden, während oberhalb des Grenzschichtniveaus der Niederschlagsgradient kurvilinear abnimmt. Grob generalisiert beschreiben diese Funktionen innerhalb der planetarischen Grenzschicht eine Verdopplung des Niederschlags pro 750 m Höhenzunahme, während sich oberhalb der Grenzschicht die vertikale Zunahme des Niederschlags alle 750 m halbiert und sich asymptotisch einem Gradienten von 0 nähert. Die Anwendung dieser Funktionen und die Übertragung auf das hochauflösende DGM-Raster übernimmt anteilig das auch beim Downscaling der Temperaturen angewendete Prozedere, indem die Modellniederschläge zunächst auf Meeresniveau reduziert und anschließend via B-Spline-Interpolation auf das Zielraster interpoliert werden. Nach B-Spline-Interpolation der in den Modelldaten angegebenen Grenzschichthöhen zur Adjustierung und Implementierung der vertikalen Transferfunktionen wurde auf Basis der auf Meeresniveau reduzierten Niederschläge der Niederschlag im Grenzschichtniveau bestimmt. Ausgehend von diesem Referenzniveau erfolgte auf Basis der DGM-Höhen die Bestimmung der höhenabhängigen Niederschlagsverteilung über und unter dem atmosphärischen Grenzschichtniveau durch die zusammengesetzten kurvilinearen Transferfunktionen.

In das Downscaling der Globalstrahlung gingen die CORDEX-Modellvariablen „Surface Downwelling Shortwave Radiation“ (rsds), extraterrestrische Strahlung „Top-of-Atmosphere“ (TOA), „Incident Shortwave Radiation“ (rsdt) sowie „Surface Air Pressure“ (ps) und „Sea Level Pressure“ (psl) als Determinanten ein. Methodisch basierte der Downscaling-Ansatz auf einer Atmosphären-Massenparametrisierung, in der der Strahlungsfluss durch die Atmosphäre in Abhängigkeit von Luftdruck und Meereshöhe durch einen aus den CORDEX-Strahlungsdaten (rsds, rsdt, TOA) abgeleiteten Transmissionskoeffizienten Tau (τ) und des Luftdrucks bestimmt wurde. Da durch den Transmissionskoeffizienten die Stärke der atmosphärischen Extinktion (Absorption, diffuse Reflektion) der Solarstrahlung in

Abhängigkeit des Luftdrucks und der Weglänge durch die Atmosphäre angenähert wurde, konnte auf Basis des Luftdrucks im Modellniveau für jeden CORDEX-Modellgitterpunkt die weitere (potenzielle) Schwächung der Solarstrahlung bis zum Meeressniveau abgeschätzt werden. Nach B-Spline-Interpolation der Transmissionskoeffizienten und der auf Meeressniveau reduzierten Strahlungswerte auf die Zielauflösung wurde wiederum auf Basis der Transmissionskoeffizienten die Globalstrahlung für jede Rasterzelle des DGMs in Abhängigkeit von Meereshöhe und Luftdruck berechnet. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens sowie hier nicht weiter ausgeführte Methoden zur Berücksichtigung orographischer Effekte (Inklination, Horizontüberhöhung etc.) sind Böhner & Bechtel (2018) sowie Böhner & Antonic (2009) zu entnehmen.

Auf Wunsch der Projektpartner wurde auch der bodennahe Luftdruck in der Zielauflösung des DGMs bereitgestellt (vgl. Globalstrahlung). Die spezifische Luftfeuchtigkeit wurde ursprünglich nur als Hilfsgröße für die Prozessierung der relativen Luftfeuchtigkeit (vgl. potenzielle Evapotranspiration) berücksichtigt. Wunschgemäß wurde jedoch auch diese Größe über ein bilineares Interpolationsverfahren und eine Wichtung auf das Zielgitter „regridded“ und bereitgestellt. Die Winddaten lagen im Original-CORDEX-Kontext als „Near-Surface Wind Speed“ (sfcWind) vor und beziehen sich auf eine Höhe von zehn Metern über Geländeoberfläche. Diese Daten wurden ebenfalls auf die Zielauflösung des DGM bilinear interpoliert und unter Anwendung des logarithmischen Windgesetztes in Abhängigkeit nutzungsspezifischer meteorologischer Rauhigkeitslängen auf eine Höhe von zwei Metern über Grund reduziert.

Die relative Luftfeuchtigkeit steht für die eingangs erwähnten Modellkombinationen nicht zur Verfügung. Sie wurde daher aus den CORDEX-Modelldaten für die spezifische Luftfeuchte „Near-Surface Specific Humidity“ (huss) sowie den bereits errechneten Größen bodennaher Luftdruck (psz) und Tagesmitteltemperatur (tav) im 250-Meter-Raster als Quotient aus Dampfdruck und dem, nach der Magnus-Formel (Allen et al., 1998) ermittelten Sättigungsdampfdruck berechnet. Der Dampfdruck ist ein Maß für den Feuchtigkeitsgehalt der Luft und hängt somit von der Temperatur ab. Er wurde analog zum Berechnungsverfahren im Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 über den Sättigungsdampfdruck nach Murray (1967) ermittelt. Die potenzielle Evapotranspiration ist die maximale Wassermenge (maximal mögliche Verdunstung), die in Abhängigkeit des atmosphärischen Zustands durch Transpiration und Evaporation von Pflanzen- und Bodenoberflächen als Wasserdampf an die Atmosphäre abgegeben wird. Als etablierte Methode zur Berechnung der Evapotranspiration wird von der FAO die Penman-Monteith Formel empfohlen. Die sogenannte Grasreferenzverdunstung entspricht der Verdunstung auf einer ebenen, gleichmäßig mit Gras bewachsenen Fläche (Allen et al., 1998). Testweise und zu Vergleichszwecken wurde auch die Evapotranspiration nach Turc (1961) berechnet. Dies erfolgte in SAGA über das Tool „Evapotranspiration (Grid“ (Conrad (c) 2015) mit der Tagesmitteltemperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit und der Globalstrahlung als Eingangsgrößen. Das Turc-Verfahren wurde ursprünglich für Frankreich und Nordafrika entwickelt und tendiert trotz hoher Korrelationen mit Referenzmessungen insbesondere im Frühjahr zu einer Unterschätzung der Verdunstungsraten (Bender & Schaller, 2014).

6.2.2 Adjustierung

Die oben skizzierten Downscaling-Verfahren ergaben eine methodisch konsistente räumliche Verfeinerung der CORDEX-Modelldaten unter Berücksichtigung der Orogaphie. Ein möglicher Bias in den CORDEX-Daten blieb durch das Downscaling-Verfahren allerdings zunächst unverändert, so dass bisweilen sehr starke Abweichungen zwischen modellierten und beobachteten Werten auftraten (z.B. eine drastische Überschätzung der Niederschläge vor allem in Süddeutschland in der Modellkombination MPI_CLM), die für Anwendungen in Wasserhaushaltsmodellen inakzeptabel waren. In der Testdomäne Nürnberger Land (NL) lagen so die mittlere Niederschlagssummen mit 1.300 mm pro Jahr etwa 500 mm zu hoch (Abbildung 6.1). Auch in Norddeutschland, in der Testregion Hamburg, lagen die Niederschlagssummen zu hoch, wenn auch nicht in so ausgeprägter Weise. Ein Fehler im Downscaling konnte durch einen Vergleich mit den CORDEX-Eingangsdaten ausgeschlossen werden.

Vor diesem Hintergrund wurden Adjustierungen der Ergebnisse des Downscalings auf Basis von WP-KS-KW-Rasterdaten (Kawohl et al., 2017; Dietrich et al., 2019) der Referenzperiode 1971 bis 2000 durchgeführt. Die Adjustierung erfolgte nach dem von Sachindra et al. (2014) vorgeschlagenen Korrekturverfahren, das sich nach vergleichender Evaluation alternativer Verfahren zur Bias-Korrektur als sehr performant und robust erwiesen hat. In diesem Verfahren werden zunächst die Tageswerte der modellierten Zeitreihen des Kontrollzeitraums auf Basis ihrer monatlichen Mittelwerte und Standardabweichungen z-transformiert. Anschließend erfolgt eine Re-Transformation, die allerdings die Mittelwerte und Standardabweichungen der (beobachteten) Referenzwerte berücksichtigt, so dass im Ergebnis die Mittelwerte und Standardabweichungen der biaskorrigierten Modelldaten und empirischen Refe-

renzdaten im Kontrollzeitraum identisch sind. Ausgehend von der Grundannahme, dass der Bias in den modellierten Daten stationär ist und sich über den Modellzeitraum (inklusive Projektion) nicht ändert, wurden diese Korrekturen identisch auch bei den Tageswerten des Projektionszeitraums durchgeführt. Diese Form der Adjustierung führt nicht nur zu einer Korrektur des modellintrinsischen Bias, sondern leistet im Ergebnis auch eine räumlich detailliertere Abbildung orographischer Effekte.

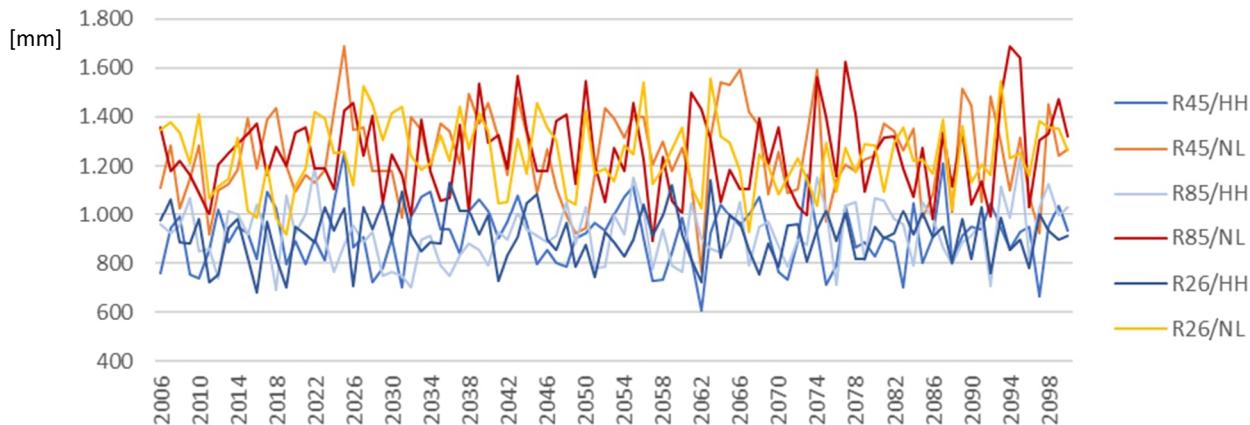


Abbildung 6.1: Jahressummen der Niederschläge in mm für die drei RCP-Szenarien in der Modellkombination MPI_CLM und die Gebiete Hamburg (HH, blau) und Nürnberger Land (NL rot-orange). Besonders im Süden Deutschlands werden die Niederschläge stark überschätzt.

6.3 Ergebnisse

Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und andere Klimavariablen bilden notwendige Eingangsparameter für die deterministische Wasserhaushaltsmodellierung und müssen daher bei räumlich gegliederter hydrologischer Modellierung in entsprechend hoher räumlicher Auflösung unter Berücksichtigung vergangener, aktueller und potenziell zukünftiger Klimabedingungen zur Verfügung stehen. Vor diesem Hintergrund wurden alle benötigten Klimavariablen für das Staatsgebiet der Bundesrepublik in räumlicher Auflösung von 250 m als Rasterdaten in täglicher Auflösung berechnet. In Abbildung 6.2 ist exemplarisch ein Ausschnitt aus dem südniedersächsischen Bergland für die Ausgangsdaten und das Ergebnis des Downscalings am Beispiel der Niederschlagsverteilung dargestellt.

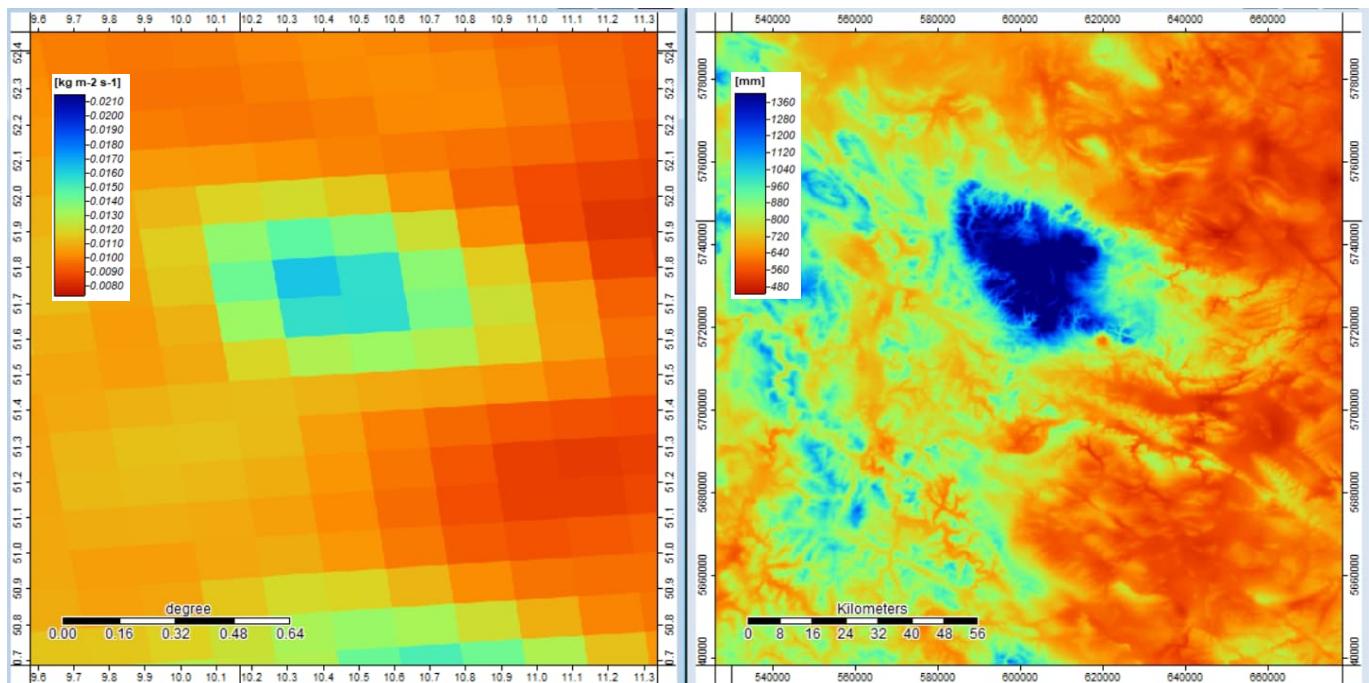


Abbildung 6.2: Ausgangsdaten der Modellkombination MPI_CLM_HIS in Originalauflösung, -projektion und -einheiten (links) sowie das Ergebnis des Downscaling- und Adjustierungsprozesses (rechts) für das Gebiet des Harzes am Beispiel der langjährig gemittelten Niederschlagsjahressumme im Zeitraum 1961 bis 1990.

Die Ergebnisse des Downscaling wurden stichprobenartig tages-, monats- und jahresweise mit Beobachtungsdaten des DWD und den WP-KS-KW-Rasterdaten verglichen, wobei mit Ausnahme vom Niederschlag lediglich geringe, modellinhärente Abweichungen festgestellt wurden. Für den Brocken beispielsweise geben die CORDEX-Daten einen Niederschlagsfluss von $0,01345 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ als langjähriges Mittel im Zeitraum 1961-1990 an, was einer Jahressumme von 1162 mm entspricht. Nach Downscaling und Adjustierung ergibt sich für den Brocken eine Niederschlagssumme von 1831 mm pro Jahr und damit geringfügig mehr als der vom DWD (2017) angegebenen Wert von 1814 mm. Die Wertefelder wurden am Beispiel ausgewählter Gebirgsräume eingehend überprüft. Dabei stellte sich insbesondere heraus, dass die Modellkombination MPI_CLM in allen Szenarien die Niederschläge im Süden Deutschlands überschätzt.

Auf der Grundlage der Rasterdaten in Tagesauflösung war auch eine zeitlich flexible Aggregierung der Zeitreihen zu Monats- und Jahreswerten, Extremwertstatistiken sowie Kenngrößen für phänologische Phasen oder spezifische Perioden möglich. Im Ergebnis konnten durch diese Datensätze sowohl singuläre Witterungsextreme als auch transiente langfristige Veränderungen des Klimas als potenzielle physiologische Stressoren für heimische Waldbestände abgebildet werden. Die Ergebnisdarstellung umfasst jeweils 160 unkorrigierte und adjustierte Datensätze für 11 Variablen, drei Modellkombinationen (MPI_CLM, CA2_CLM und ECE_RAC) und acht Projektionen (HIS, R26, R45, R85). Abbildung 6.3 zeigt als Beispiel einen ausgewählten Tag im Sommer 2053.

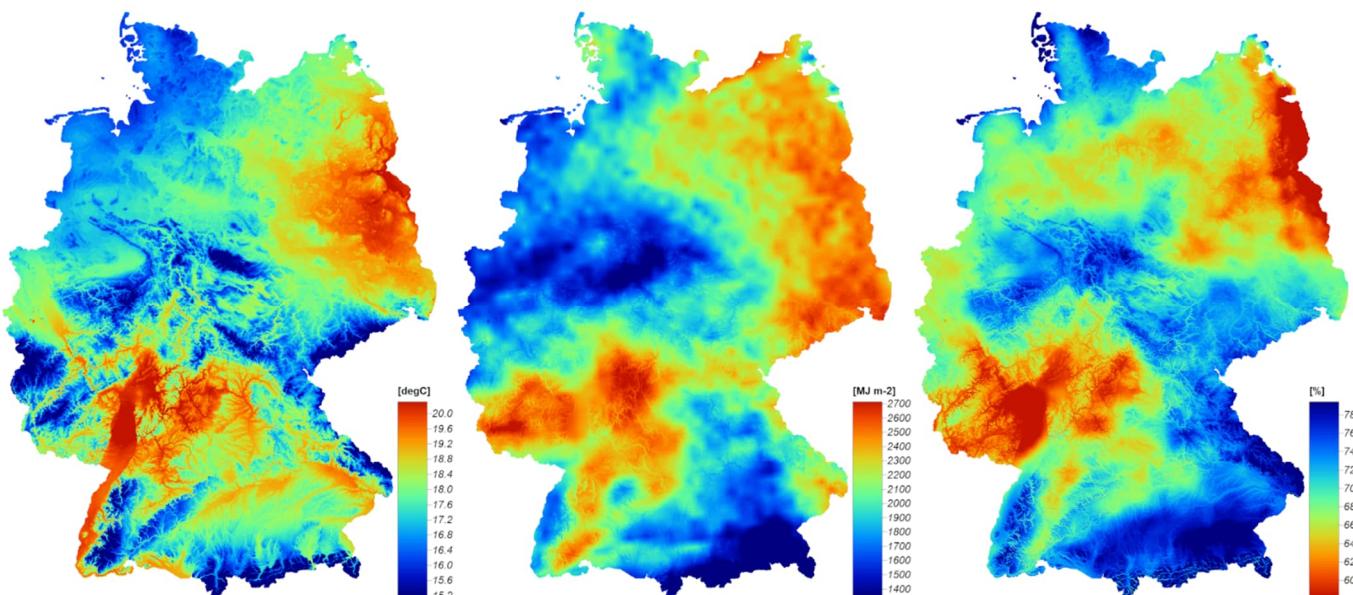


Abbildung 6.3: Ergebnisbeispiel der Regionalisierung für den 01.07.2053 im RCP-Szenario 2.6 und der Modellkombination MPI_CLM (links: Tagesmitteltemperatur, Mitte: Globalstrahlung, rechts: relative Luftfeuchtigkeit).

Abbildung 6.4 zeigt exemplarisch die Verteilung der Jahresmitteltemperaturen für die Modellläufe der Kombination MPI-CLM. Der Temperaturanstieg im Szenario RCP 8.5 („weiter-wie-bisher“) liegt bei etwa 3°C bis zum Ende des Jahrhunderts und fällt damit in den unteren Bereich der Erwärmungsraten der ReKliEs-De-Läufe von $2,8$ bis $5,2^{\circ}\text{C}$. Das Signal im RCP 2.6 („Klimaschutz-Szenario“) beträgt ca. 1°C und liegt damit ebenfalls im unteren Bereich der ReKliEs-De-Erwärmungssignale, die sich zwischen $0,7$ und $2,4^{\circ}\text{C}$ bewegen (Hübener et al., 2017).

Das RCP 8.5 stellt das in Bezug auf den Strahlungsantrieb ausgeprägteste der vier RCP-Szenarien dar und fand aus diesem Grund besondere Beachtung. Als Beispiel sind in Abbildung 6.5 die adjustierten Mittel der Jahresniederschlagssummen für den Zeitraum 2051 - 2080 in den drei bearbeiteten Modellkombinationen dargestellt. Als Gebietsmittel ergaben sich für MPI_CLM 900 mm, für ECE_RAC 918 mm und für CA2_CLM 786 mm. Diese Werte entsprachen den Erwartungen, nach denen die Modellkombinationen ausgewählt wurden. Die größten Abweichungen zwischen den insgesamt recht ähnlich ausfallenden MPI_CLM und ECE_RAC traten mit über 200 mm in den Höhenlagen des Schwarzwaldes, im Alpenvorland und den Alpen auf, wobei MPI_CLM feuchter zeichnete. Im Rheinischen Schiefergebirge, im Harz und an der Ostseeküste zeigte das MPI_CLM dagegen mit Differenzen von über 100 mm deutlich niedrigere Werte, war also trockener. CA2_CLM ergab vor allem in Ostdeutschland geringere Niederschlagssummen im Vergleich zu den anderen Modellkombinationen.

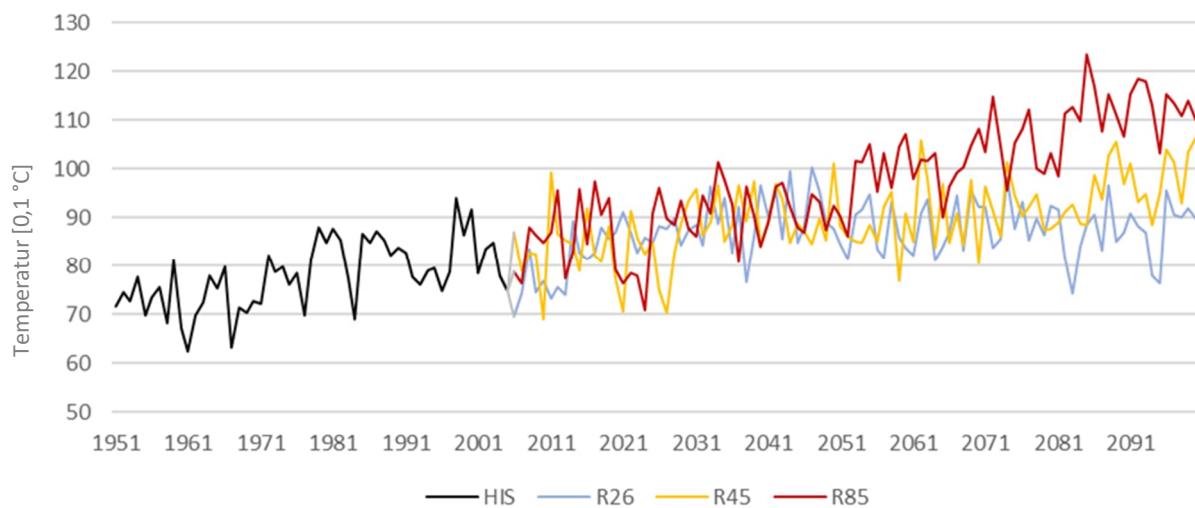


Abbildung 6.4: Bundesweite Jahresmittel der durchschnittlichen Tagesmitteltemperaturen in 0,1 °C für drei RCP-Szenarien und den historischen Lauf in der Modellkombination MPI_CLM.

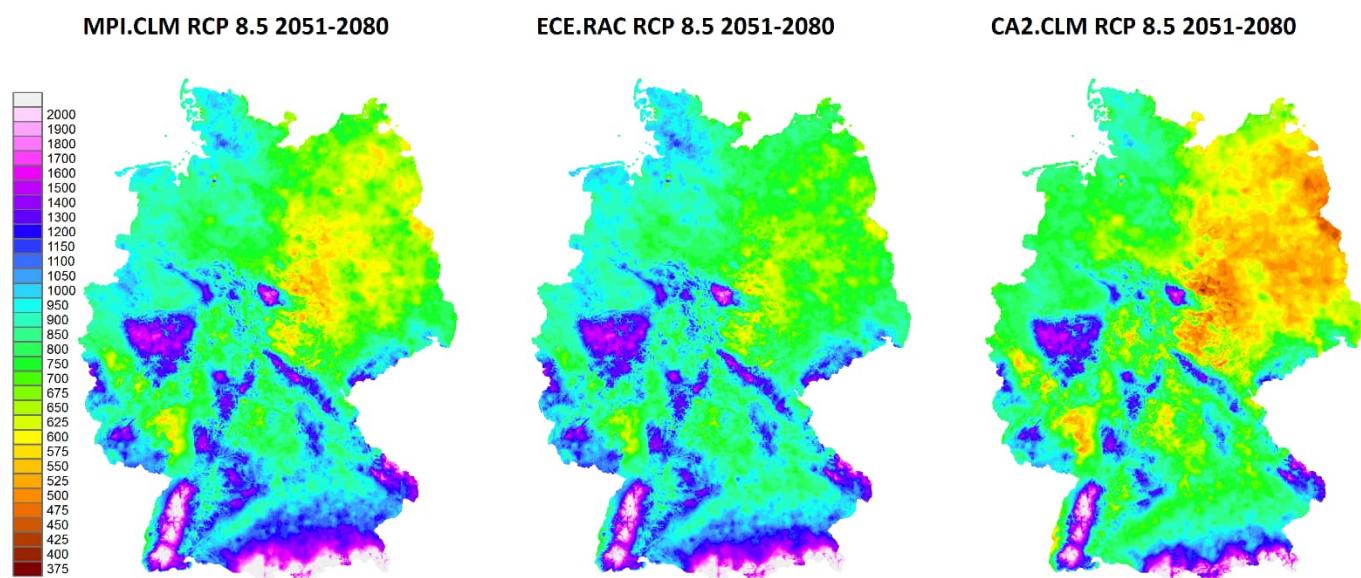


Abbildung 6.5: Langjährig gemittelte Niederschlagssummen (2051-2080, RCP 8.5) bei unterschiedlichen Modellkombinationen.

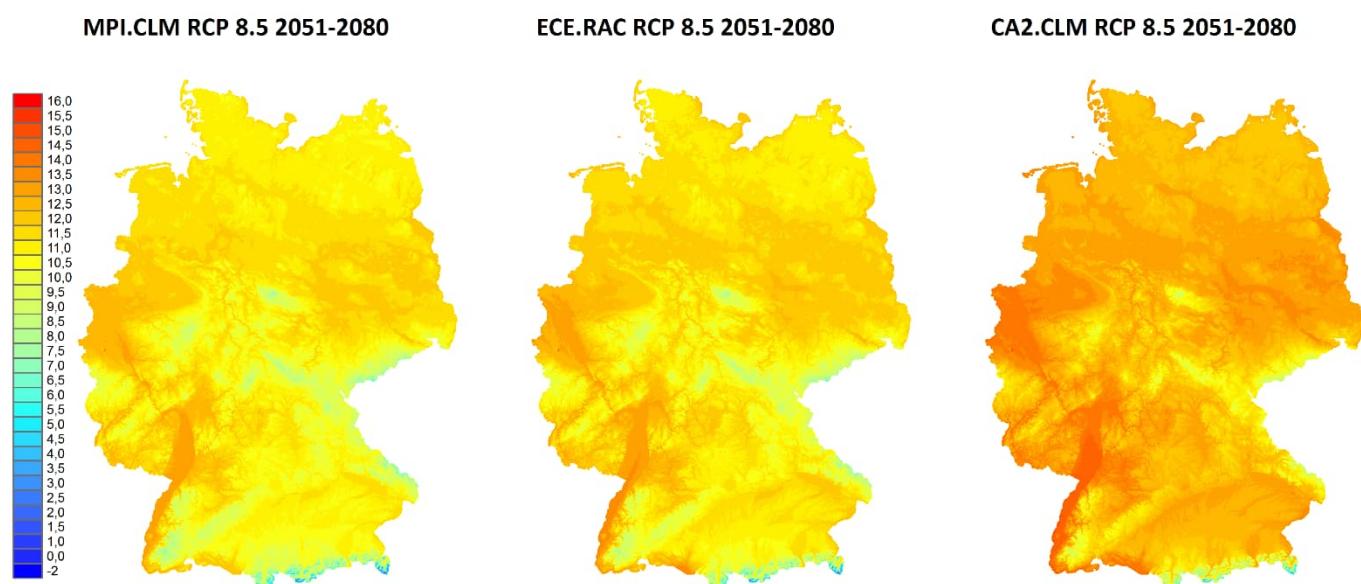


Abbildung 6.6: Langjährig gemittelte Tagesdurchschnittstemperaturen (2051–2080, RCP 8.5) bei unterschiedlichen Modellkombinationen.

Die korrigierten Tagesmitteltemperaturen zeigten insofern ein ähnliches Bild als das die langjährigen Mittel in Hin- sicht auf MPI_CLM und ECE_RAC relativ ähnlich ausfielen (Abbildung 6.6). MPI_CLM ergab ein Gebietsmittel von 10,8 °C und ECE_RAC einen entsprechenden Wert von 11,1 °C. Die größten Abweichungen traten dabei entlang der Küsten und in den Höhenlagen auf (-1,6 °C und +0,1 °C im Maximum). CA2_CLM hatte mit 12,3 °C einen deutlich höheren Mittelwert. Die höchsten Temperaturunterschiede fanden sich hier mit bis zu über 2 °C insbesondere an der Nordseeküste und im Alpenvorland sowie in den Alpen.

6.4 Regionalisierung von DWD-Stationsdaten

Die hier bislang beschriebenen Datensätze stellen Projektionen für das 21. Jahrhundert inklusive der historischen Kontrollläufe als Derivate der Euro-CORDEX-Modellierungen dar. In einem weiteren Ansatz fand eine retrospektive Regionalisierung von Tagesdaten des DWD-Stationskollektivs unter Parametrisierung der lokalen Reliefverhältnisse mit geostatistischen und statistischen Verfahren für die Jahre 2018 bis 2020 statt. Die Datensätze liegen ebenfalls in täglicher Auflösung mit einer Rasterweite von 250 Metern vor und umfassen die meteorologischen Variablen Tagessummen des Niederschlags, Tagessummen der Globalstrahlung, Tagesmittelwerte, -maxima und -minima der Lufttemperatur, Tagesmittelwerte des Dampfdrucksättigungsdefizits und Tagesmittel der Windgeschwindigkeit. Die Methodik für die entsprechenden Verfahren zur Erstellung der Zeitreihen wurde im Waldklimafondsprojekt „Veränderte Produktivität und Kohlenstoffspeicherung der Wälder Deutschlands angesichts des Klimawandels“ (WP-KS-KW) entwickelt. Diese Datensätze umfassten ursprünglich nur den Zeitraum 1961 bis 2013 und wurden sukzessive um weitere Jahre bis 2020 ergänzt. Weiterführende Informationen zu den WP-KS-KW Methoden und Daten lassen sich Kawohl et al. (2017) und Dietrich et al. (2019) entnehmen. Die Fortschreibung der Zeitreihen war insbesondere zur Abbildung von Extremsituationen niederschlagsärmer Jahre relevant. Zudem bilden die aktualisierten Flächendaten die aktuelle Klimanormalperiode 1991 bis 2020 ab. Die Flächendaten aus dem WP-KS-KW-Kontext wurden weiterhin für die Adjustierung der herunterskalierten Klimaprojektionen auf Basis der Referenzperiode 1971 bis 2000 herangezogen. Alle so erarbeiteten Klimadaten sind online verfügbar.

6.5 Datenzugriff und Metadatenbeschreibung

Die Datensätze und die zugehörigen Metadaten werden zukünftig über das ICDC (Integrated Climate Data Center, <https://www.cen.uni-hamburg.de/icdc.html>) des Centrums für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit (CEN) der Universität bereitgestellt. Die DOI für den Datensatz wird noch vergeben. Für die weitere Verwendung muss eine Nutzungsvereinbarung abgeschlossen werden.

6.6 Diskussion

Zeitlich und räumlich hochauflöste Klimadaten stellen wichtige Eingangsdaten für die Parametrisierung und Implementierung von Prozessmodellen dar. In Kombination mit weiteren Standort- und Bodeninformationen ermöglichen diese Daten eine objektive, dynamische Abbildung des Wasserhaushalts im Wald (Weis et al., 2023; Wellpott et al., 2023; Fleck et al. 2023a, b; Habel et al., 2023). Die skalierten Wertefelder stellen eine qualitativ hochwertige Grundlage für Projektionen der potenziell zukünftigen Wasserversorgung von Wäldern auf Basis unterschiedlicher RCP-Szenarien dar (Weis et al., 2022). Die tägliche Auflösung unterstützte sowohl eine systematische Analyse langjähriger Klimafluktuationen und Trends als auch eine räumlich explizite Abbildung von Witterungsphänomenen wie Trocken- oder Hitzeperioden. Durch die hohe räumliche Auflösung konnten kleinräumige Wetter- und Klimavariationen abgebildet werden. Allerdings ist einschränkend anzumerken, dass die hier vorgestellten Klimadaten nicht an den Standort Wald angepasst wurden. Um das typische Bestandsklima von Wäldern besser beschreiben zu können, wäre eine Integration von Messerwerten von Waldklimastationen als methodische Weiterentwicklung notwendig (Dietrich et al., 2019). Auf der anderen Seite stehen die Datensätze auch universell für andere Anwendungen zur Verfügung.

Das Downscaling der ausgewählten Klimagrößen zeigte in allen Fällen plausible, den Erwartungen entsprechende Werte. Die Ergebnisse wiesen aber teilweise modellspezifische Abweichungen zwischen Modellierung und DWD-Vergleichsdaten auf. So weichen z.B. die Niederschläge in allen RCP-Szenarien in der Modellkombination MPI_CLM vor allem in Süddeutschland erheblich von den gemessenen Vergleichswerten ab. Hinzu kommt, dass konvektive Gewitterniederschläge in ihrer Stärke und lokalen Ausdehnung bisher nicht hinreichend abgebildet werden können. Auch die Winddaten leisten zwar eine Annäherung an die synoptischen Windverhältnisse mit charakteristischen

Höchstwerten bei Durchzug von Sturmtiefs, die extremen Windspitzen, die etwa für die Forstwirtschaft zur Erfassung von Sturmschäden von Interesse wären, werden jedoch in den Tagesmittelwerten nicht abgebildet.

Das Downscaling der Modellkombination des statistischen Regionalmodells WETTREG 13 (MOHC-HadGEM2-ES_r1i1p1-WETTREG13: RCP 8.5) war ursprünglich mit zur Auswertung vorgesehen, um neben dynamischen Regionalmodellen auch einen statistischen, auf Rekombination von Großwetterlagen basierten Ansatz zu berücksichtigen. Es konnte aber nicht in die Analysen mit einbezogen werden, da die Datensätze große Lücken aufwiesen. In Konsequenz beschränkte sich die Auswahl auf ein begrenztes Subset dynamisch erzeugter Simulationsergebnisse des CORDEX-Ensembles, die eine gewisse Spannbreite unterschiedlicher hydrometeorologischer Realisierungen repräsentieren. Dies berücksichtigend stehen für die europäische Domäne EUR-11 zehn globale und 15 regionale Klimamodelle zur Verfügung, die in unterschiedlicher Kombination für die drei RCP-Szenarien und den historischen Lauf prozessiert wurden. Andere hier nicht berücksichtigte Modellläufe können selbstverständlich stark abweichende Ergebnisse zeigen.

Tabelle 6.2 zeigt eine Übersicht über die erstellten Datei- und Datenmengen am Beispiel für die Modellkombination MPI_CLM in der nicht-korrigierten Version.

Tabelle 6.2: Datenmenge für den historischen Kontrolllauf und die drei RCP-Szenarien 2.6, 4.5 und 8.5 in der Modellkombination MPI_CLM.

Lauf	Jahre	Größen	Dateien	Terabyte
Historisch	55	11	605	0,3
RCP 2.6	95	11	1.045	0,5
RCP 4.5	95	11	1.045	0,5
RCP 8.5	95	11	1.045	0,5
Summe			3.740	1,8

Die via STARS (Statistical Analogue Resampling Scheme) generierten Klimaprojektionen bis 2050 sollten ursprünglich ebenfalls in die Analysen einbezogen werden. Angesichts verschiedener methodischer Limitierungen des STARS-Ansatzes (Wechsung & Wechsung, 2015) wurden diese Datensätze hier jedoch nicht berücksichtigt.

6.7 Literatur

- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration —guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper, 56, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Bender, S., & Schaller, M. (2014). Vergleichendes Lexikon. - Wichtige Definitionen, Schwellenwerte und Indices aus den Bereichen Klima, Klimafolgenforschung und Naturgefahren. Climate Service Center, 126 S.
- Böhner, J. (2004a). Climate Spatial Prediction and Environmental Modelling by Means of Terrain Analysis, Process Parameterisation and Remote Sensing. Habilitationsschrift Fakultät für Geowissenschaften und Geographie der Georg-August-Universität Göttingen, 294 S.
- Böhner, J. (2004b). Regionalisierung bodenrelevanter Klimaparameter für das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLfB) und die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Arbeitshefte Boden, 4(4), 17-66.
- Böhner, J. (2006). General Climatic Controls and Topoclimatic Variations in Central and High Asia. Boreas, 35(2), 279-295.
- Böhner, J., & Antonić, O. (2009). Land-Surface Parameters Specific to Topo-Climatology. Developments in soil Science, 33, 195-226.
- Böhner, J., & Bechtel, B. (2018). GIS in Climatology and Meteorology. In: Huang, B. (Ed.): Comprehensive Geographic Information Systems, 2, 196-235.
- Böhner, J. Hasson, S., & Kilian, M. (2020). Evaluation of Spatial Variation Characteristics of Dynamically Modelled Precipitation and Temperature Fields: A Comparative Analysis of WRF Simulations over Western Amazonia and the Central Himalayas. GeoÖko, 41, 41-66.
- Conrad, O. (2015). saga-gis/src/tools/climate_tools/evapotranspiration.cpp 08.02.2023
- Conrad, O. (2021). saga-gis/src/tools/climate_tools/temperature_lapse_downscaling.cpp 13.12.2022
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geosci. Model Dev., 8, 1991–2007.
- 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), 14 S.
- DWD (2017). Der Brocken - Eine meteorologische Ausnahmeherscheinung (Teil 2), Datum 30.09.2017, https://www.dwd.de/DE/wetter/thema_des_tages/2017/9/30.html, letzter Zugriff am 21.12.2022.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023a). Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 122-138.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 139-155.

- Gerlitz, L.; Conrad, O.; Thomas, A., & Böhner, J. (2014). Warming Patterns over the Tibetan Plateau and Adjacent Lowlands Derived from Elevation-and Bias-Corrected ERA-Interim Data. *Climate Research*, 58(3), 235-246.
- Gerlitz, L.; Conrad, O., & Böhner, J. (2015). Large-Scale Atmospheric Forcing and Topographic Modification of Precipitation Rates over High Asia—A Neural-Network-Based Approach. *Earth System Dynamics*, 6(1), 61-81.
- Habel, R., Puhlmann, H., & Müller, A.-K. (2023). Wasserhaushaltsmodellierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 156-178.
- Hübener, H.; Bülow, K.; Fooken, C.; Früh, B.; Hoffmann, P.; Höpp, S.; Keuler, K.; Menz, C.; Mohr, V.; Radtke, K.; Ramthun, H.; Spekat, A.; Steger, C.; Toussaint, F.; Warrach-Sagi, K., & Woldt, M. (2017). ReKliEs-De Ergebnisbericht. World Data Center for Climate (WDCC) at DKRZ. https://doi.org/10.2312/WDCC/ReKliEsDe_Ergebnisbericht.
- IPCC (2014). Klimaänderung 2014: Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (IPCC). Pachauri, R.K., & Meyer, L.A. (eds.), IPCC, Genf, Schweiz.
- IPCC (2022). Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Tignor, M., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Alegria, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., Rama, B. (eds.), Cambridge University Press, 3056 S.
- Jacob, D.; Petersen, J.; Eggert, B.; Alias, A.; Christensen, O. B.; Bouwer, L. M.; Braun, A.; Colette, A.; Déqué, M.; Georgievski, G.; Georgopoulou, E.; Gobiet, A.; Menut, L.; Nikulin, G.; Haensler, A.; Hempelmann, N.; Jones, C.; Keuler, K.; Kovats, S.; Kröner, N.; Kotlarski, S.; Kriegsmann, A.; Martin, E.; van Meijgaard, E.; Moseley, C.; Pfeifer, S.; Preuschmann, S.; Radermacher, C.; Radtke, K.; Rechid, D.; Rounsevell, M.; Samuelsson, P.; Somot, S.; Soussana, J.-F.; Teichmann, C.; Valentini, R.; Vautard, R.; Weber, B., & Yiou, P. EURO-CORDEX (2014). New high-resolution climate change projections for European impact research *Regional Environmental Changes* 14(2), 563-578.
- Kawohl, T.; Dietrich, H.; Wehberg, J.; Böhner, J.; Wolf, T., & Röder, A. (2017). Das Klima in 80 Jahren – Wein- statt Waldbau? – AFZ-Der Wald, 15, 32-35.
- Langkamp, T., & Böhner, J. (2011). Influence of the Compiler on Multi-CPU Performance of WRFv3. *Geoscientific Model Development*, 4(3), 611-623.
- Murray, F.W. (1967). On the Computation of Saturation Vapor Pressure. *J Appl Meteorol*, 6, 203-204.
- Nothdurft, A.; Wolf, T.; Ringeler, A.; Böhner, J., & Saborowski, J. (2012). Spatio-Temporal Prediction of Site Index Based on Forest Inventories and Climate Change Scenarios. *Forest Ecology and Management*, 279, 97-111.
- Rew, R. K., & Davis, G. P. (1990). NetCDF: An Interface for Scientific Data Access, *IEEE Computer Graphics and Applications*, 10(4), 76-82.
- Rouault, E., Warmerdam, F., Schwehr, K., Kiselev, A., Butler, H., Łoskot, M., Szekeres, T., Tourigny, E., Landa, M., Miara, I., Elliston, B., Kumar, C., Plesea, L., Morissette, D., Jolma, A., & Dawson, N. (2022). GDAL (v3.5.1). Zenodo. doi: 10.5281/zenodo.6801315.
- Sachindra, D.A., Huang, F., Barton, A., & Perera, B.J.C. (2014). Statistical Downscaling of General Circulation Model Outputs to Precipitation - Part 2: Bias-Correction and Future Projections. *Int. J. Climatol.*, 34, 3282-3303.
- Schulzweida, U. (2019). CDO User Guide (Version 1.9.8). <http://doi.org/10.5281/zenodo.3539275>.
- Turc, L. (1961). Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Ann Agron*. Paris, 12, 13-49.
- Wechsung, F., & Wechsung, M. (2015). Dryer Years and Brighter Sky — The Predictable Simulation Outcomes for Germany's Warmer Climate from the Weather Resampling Model STARS. *Int J Climatol*, 35, 3691–3700.
- Weinzierl, T., Conrad, O., Böhner, J., & Wehberg, J. (2013). Regionalization of Baseline Climatologies and Time Series for the Okavango Catchment. *Biodiversity and Ecology*, 5, 235-245.
- Weinzierl, T.; Conrad, O.; Böhner, J., & Wehberg, J. (2014). Räumliche Interpolation von Klimamodelldaten im Einzugsgebiet des Okavango-Flusses. *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie*, 01/2014, 267-290.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 94-111.
- Weis, W., Wellpott, A., Falk, W., Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2022). Klimawandel und der Wasserhaushalt unserer Wälder. AFZ-DerWald, 15/2022, 12-16.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2023). Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 112-121.
- Zender, C. S. (2008). Analysis of Self-describing Gridded Geoscience Data with netCDF Operators (NCO). *Environ. Modell. Softw.*, 23(10), 1338-1342.
- Zier, C., Müller, C., Komischke, H., Steinbauer, A., & Bäse, F. (2020): Das Bayerische Klimaprojektionsensemble - Audit und Ensemblebildung. Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Augsburg, 55 S.

7 Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald

Raphael Habel, Bernd Ahrends, Wolfgang Falk, Wendelin Weis, Stefan Fleck, Heike Puhlmann, Axel Wellpott, Anne-Sophie Stelzer, Rebecca Nowack

7.1 Einleitung

Die aktuellen Klimaprojektionen zeigen für Deutschland bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zunehmende Temperaturen und damit einen höheren Verdunstungsanspruch der Atmosphäre. Darüber hinaus lassen viele Projektionen abnehmende Sommerniederschläge erwarten. Hieraus ergeben sich für manche Waldstandorte erhebliche Auswirkungen auf Ihren Wasserhaushalt. Entsprechend sind z.B. bei der Wiederbewaldung aktueller Schadflächen fundierte Entscheidungen hinsichtlich der Baumartenwahl und Bewirtschaftung zu treffen. Eine Baumartenwahl, die eine höhere Resilienz gegenüber dem veränderten Wasserhaushaltsregime gewährleistet, ist eine der wichtigsten Herausforderungen der aktuellen Forstplanung (Ahrends et al., 2023). Eine unverzichtbare Entscheidungshilfe für die Praxis sind räumlich explizite Informationen zum forstlichen Standort (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2016). Dieses gilt insbesondere für den Wasserhaushalt, da er als wichtigster Wachstumsfaktor angesehen wird (Gauer et al., 2011). Die Wasserhaushaltsansprache der Standortskartierung und damit der Wasser- und Lufthaushalt des Bodens wird durch die Standortsmerkmale Klima, Vegetation und Boden und demzufolge durch eine Vielzahl von Parametern beeinflusst. Entsprechend sind für eine hochaufgelöste und dynamische Ansprache des Wasserhaushaltes unter aktuellen und zukünftigen Klimabedingungen aus Wasserhaushaltsmodellen ableitbare Indikatoren notwendig. Die Modelle müssen dabei in der Lage sein, die entscheidenden Prozesse des Wasserhaushaltes (Interzeption, Transpiration, Bodenwasserdynamik, etc.) hinreichend genau abzubilden. Häufig verwendete Indikatoren für Wassermangel sind der Transpirationsindex (T/T_p), der Evapotranspirationsindex, der relative Bodenwassergehalt, die Standortswasserbilanz und Schwellenwerte für das Matrixpotenzial im Boden (Braun, 2015; Puhlmann et al., 2019; Meusburger et al., 2022; Wagner et al., 2016; Schulte-Bispinger & Beese, 2013). Insbesondere unter gemäßigten Klimabedingungen ist es erforderlich, dass der Indikator auch sensitiv hinsichtlich der Bodenverhältnisse reagiert, da diese mitentscheidend für Intensität und Dauer von Trocken- (Zierl, 2001) und Stauwasserperioden und somit essentiell für pflanzenphysiologische Prozesse des Wachstums und der Vitalität sind (Piedallu et al., 2013).

Bei Indikatorenvergleichen zeigen sich immer wieder abweichende Ergebnisse hinsichtlich der aussagekräftigsten Indikatoren (z.B. Braun et al., 2015; Walthert et al., 2015; Frehner et al., 2011; Meusburger et al., 2022; Puhlmann et al., 2019; Speich, 2019). Dieses ist zum einen auf die Qualität der Eingangsdaten zurückzuführen. Liegen z.B. Bodeninformationen nicht in einer ausreichenden räumlichen und inhaltlichen Güte vor, wird sich der Einfluss des Bodens auf den Wassermangel schwer durch einen entsprechenden Indikator abbilden lassen. Dieses betrifft vor allem die erheblichen Unsicherheiten bei der Regionalisierung von Skelettgehalten und der Mächtigkeit des Wurzelraumes (Ahrends et al. 2016, 2023; Walthert et al., 2015). Zum anderen liegt der Fokus bei vielen Indikatorenvergleichen auf sehr unterschiedlichen Zielgrößen. Demgemäß kann Braun (2015) keinen eindeutig überlegenen Indikator für alle untersuchten Vitalitätsparameter (Stammzuwachs, Triebwachstum, Mortalität, Verlichtung) identifizieren. Es scheint einen bedeutsamen Einfluss zu haben, für welche Zielgröße der Indikator als Proxy eingesetzt werden soll (Speich, 2019; Braun, 2015). Sehr viele Auswertungen konzentrieren sich dabei auf die Jahrringbreite (Wagner et al., 2016; Puhlmann et al., 2019; von Wilpert et al., 2016; Bhuyan et al., 2017; Kempes et al., 2008; Hogg et al., 2013). Nach Gauer et al. (2011) gilt aber besonders die Oberhöhe als gute Zielgröße für die Beziehung zwischen Wasserhaushalt und Baumwachstum. Entsprechend orientiert sich die Wasserhaushaltsansprache im Gelände sehr stark am Baumhöhenwachstum (AK Standortskartierung, 1996, S. 112): „*In der praktischen Standortskartierung werden die Parameter des Wasserhaushaltes derzeit nur vereinzelt quantitativ bestimmt. Die komplexe Gesamtwirkung verschiedener Primärfaktoren auf den Wasserhaushalt wird meist auf indirektem Weg über Indizien (Geländeform, Bodenvegetation, Baumhöhenwachstum usw.) abgeschätzt.*“ Demgemäß sollte der Fokus auf einen Indikator gelegt werden, der das Baumhöhenwachstum gut erklären kann. Nach Speich (2019) wird die Baumhöhe lediglich in einer Studie von Walthert et al. (2015) als Zielgröße verwendet. In dieser Studie ergeben sich die höchsten Korrelationen zum Transpirationsindex T/T_p und keine signifikanten Korrelationen zur klimatischen Wasserbilanz. Für die Verwendung des T/T_p spricht darüber hinaus, dass der Indikator inhaltlich sehr nahe an der Definition der Wasserverfügbarkeit nach der forstlichen Standortskartierung ist (AK Standortskartierung, 1996). Hierbei wird der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat mit dem durchschnittlichen Wasserverbrauch von $3 \text{ mm m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}$ eines voll transpirierenden Baumbestandes verglichen. Stark vereinfacht wird also die potenzielle Transpiration (hier be-

schreiben durch den Wasserverbrauch eines voll transpirierenden Bestandes) der aktuellen Transpirationsbeschränkung durch den verfügbaren Bodenwasservorrat gegenübergestellt. Entsprechend ist es nur konsequent, dass bei standortssensitiver Abschätzung der Grundflächenmittelhöhe die Wasserhaushaltsziffer von großer Bedeutung ist (Schmidt et al., 2018). Dementsprechend soll im Folgenden die Eignung von T/T_p für eine dynamische Abbildung des Standortsfaktors Wasserhaushalt mit Hilfe von Höhenmessungen an Punkten der Betriebsinventur in baden-württembergischen Forstbetrieben getestet und mit anderen Trockenheitsindikatoren verglichen werden.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Trockenstressindikatoren

Zur Kennzeichnung der Bedeutung von bereits abgelaufenen und zukünftigen Veränderungen des Wasserhaushaltes werden in der Literatur verschiedene Indikatoren verwendet. Eine zusammenfassende Übersicht befindet sich in dem Review von Speich (2019; Abbildung 7.1). Die Anordnung der Indikatoren auf der Pyramide symbolisiert die durch den jeweiligen Indikator betrachteten Prozesse und die zur Beschreibung der Prozesse notwendigen Eingangsdaten. Während die einfacheren Indikatoren (SPI) mit klimatischen Informationen auskommen, benötigen die komplexeren Indikatoren (SWB) mindestens räumlich und inhaltlich hoch aufgelöste Bodeninformationen. Viele dieser Indikatoren beziehen auch den Blattflächenindex und die Durchwurzelungstiefe mit ein, wie es z.B. auch bei T/T_p geschieht. Die Indikatoren auf der obersten Ebene berücksichtigen auch physiologische Eigenschaften der Pflanzen (z.B. Dunkelwasserpotenzial, predawn water potential, ψ_{wp}), so dass davon auszugehen ist, dass hier der direkteste Bezug zu den im Baum bei Trockenstress ablaufenden Prozessen besteht. Zur Vereinfachung wurde die Unterscheidung zwischen Indikatoren für Aridität (Klimazonen mit geringem Wasserangebot im Verhältnis zum Verdunstungsbedarf) und für Trockenheit (eine anomal trockene Periode unter einem bestimmten Klima) nicht von Speich (2019) übernommen, da Ariditätsindizes und ihre zeitliche Variation bei der Anwendung auf kürzere Zeiträume auch zur Beschreibung von Trockenheit verwendet werden können (Speich, 2019).

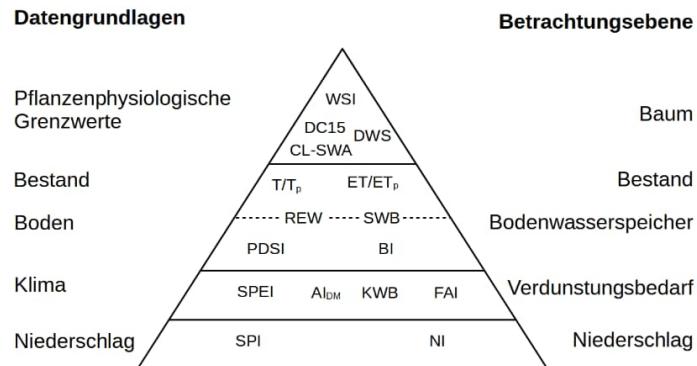


Abbildung 7.1: Vereinfachte Einteilung von Trockenstressindizes nach den erforderlichen Datengrundlagen (verändert und ergänzt nach Speich (2019)). Die jeweiligen Abkürzungen sind in Tabelle 7.1 mit Anwendungsbeispielen aus der Literatur beschrieben.

Tabelle 7.1: Abkürzungen, Erläuterungen und Anwendungsbeispiele der in Abbildung 7.1 angeführten Trockenstressindikatoren.

Abkürzung	Beschreibung	Anwendungsbeispiele
WSI	Wasserstress-Integral	Myers (1988); Rambal et al., (2014)
DWS	dynamischer Wasserstress	Barkaoui et al., (2017)
CL-SWA	kritische Grenzen der Bodenwasserverfügbarkeit	Czajkowski et al., (2009)
DC15	Trockenstress Index DeCáceres	De Caceres et al., (2015); Ameztegui et al., (2017)
T/T_p	Transpirationsindex	Meusburger et al., (2022); Zierl (2004)
ET/ET _p	Evapotranspirationsindex	Wagner et al., (2016); Riek et al., (1995)
REW	relative Bodenwasserfüllung	Ahrends et al., (2010); Schwärzel et al., (2009)
SWB	Standortwasserbilanz	Grier & Running (1977); Braun (2015)
PDSI	Palmer Drought Severity Index	Dai 2011; Wells 2004; Heim 2002;
BI	bioklimatische Intensität	Condés & Garcia-Robredo (2012)
SPEI	standardisierter Niederschlags- Verdunstungsindex	Vicente-Serrano et al., (2010); Liu et al. (2021)
Al _{DM}	Ariditätsindex De Martone	De Martonne (1926); Heitkamp et al., (2020)
FAI	Forest Aridity Index	Führer et al., (2011)
KWB	klimatische Wasserbilanz	Vilhar (2016); Braun et al., (2015);
SPI	standardisierter Niederschlagsindex	McKee et al., (1993); Liu et al., (2021)
NI	Niederschlagsmenge (Tage ohne Niederschlag und Variabilitäten)	Gu et al., (2016)

7.2.2 Eignung und Auswahl von Trockenstressindikatoren

Eignung und Auswahl eines Indikators hängen zunächst von den verfügbaren Eingangsdaten ab. Wie hoch inhaltlich in der Pyramide vorgedrungen werden kann, wird maßgeblich von der Verfügbarkeit und Qualität von Bodendaten bestimmt. Die mit den uns verfügbaren Eingangsdaten angestrebte Modellierungsebene ist in Abbildung 7.1 im Bereich von Bestand und Bodenwasserspeicher anzusiedeln. Beim Vorliegen von Bodendaten in einer unzureichenden räumlichen oder inhaltlichen Qualität kann die Wechselwirkung von Boden und Waldbestand nicht hinreichend genau abgebildet werden (Meusburger et al., 2022). Demzufolge kann in Indikatorstudien ein stärker klimatisch getriebener Indikator durchaus vergleichbare Ergebnisse liefern, wenn die Bodendaten nicht in ausreichender Qualität vorliegen. Zu Vergleichszwecken wurde daher auch die klimatische Wasserbilanz in die Analyse integriert, um zu überprüfen, ob die Mitberücksichtigung von Bodendaten eine bessere Vorhersagekraft auf Validierungsdaten liefert als einfache, ausschließlich auf Klimavariablen basierende Indikatoren. Entsprechend wurden die folgenden Indikatoren für einen quantitativen Vergleich herangezogen: Transpirationsindex, Transpirationsdifferenz, nach Schichtmächtigkeit gewichtetes mittleres Matrixpotenzial im Wurzelraum, relative Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum, Standortswasserbilanz und klimatische Wasserbilanz. Ebenfalls wurden Trockenstressindikatoren untersucht, die sich aus boden- oder transpirationsbasierten Indikatoren ergeben, wenn diese einen gewissen Grenzwert unterschreiten. Darunter sind die mittlere jährliche Anzahl der Tage, an denen mehr als 20 % Transpirationseinschränkung ermittelt wurde, T/T_p also unter 0.8 liegt (days_T0.8 für $T/T_p < 0.8$). Für REW ist 40 % ein häufig genutzter Grenzwert (Granier et al., 2007; Maseyk et al., 2008). Hier wurden sowohl die mittlere jährliche Anzahl der Tage mit REW unter 40 % als Indikator getestet, als auch die Gesamtsumme sumREW40, also das Integral der Bodenwasserfüllung unter 40 %, welches die Intensität von Trockenheitereignissen abbilden soll. Um zu überprüfen, ob die Aggregierung über das Jahr oder die Vegetationsperiode bessere Ergebnisse liefert, erfolgte die langjährige Mittelung sowohl über alle verfügbaren Tage als auch über die Tage der mit LWF-Brook90 abgeschätzten Vegetationsperiode.

7.2.3 Berechnung der ausgewählten Indices

Die genannten Indikatoren sind im Modelloutput des R-Pakets 'LWFBrook90R' (Schmidt-Walter et al., 2020) entweder direkt vorhanden oder können aus den Modellausbabegrößen berechnet werden. Für die einzelnen Indikatoren wurden hierbei die folgenden Formeln verwendet. Die Aggregierung der Werte aus Formel 7.1 bis Formel 7.9 erfolgte jeweils über den Zeitraum 1961-2020.

Transpirationsindex (T/T_p):

Formel 7.1:

$$T/T_p = \frac{T}{T_p} \text{ mit}$$

T = tatsächliche Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]
 T_p = potenzielle Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]

Transpirationsdifferenz (T_{diff}):

Formel 7.2:

$$T_{diff} = T_p - T \text{ mit}$$

T = tatsächlichen Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]
 T_p = potenzielle Transpiration im Jahr bzw. in der Vegetationsperiode, [mm]

Mittleres Matrixpotenzial im Wurzelraum PSI:

Formel 7.3:

$$PSI = \frac{1}{n-k} \sum_{i=k}^n \psi_{w,i} \text{ mit } \psi_{w,i} = \frac{\sum_{j=1}^{nr} (\log_{10}(\psi_{i,j}) * \omega_j)}{\sum_{j=1}^{nr} \omega_j} \text{ und } \omega = \theta_s * (100 - V_{sk}) * h$$

n = letzter Tag des Jahres bei Jahresmittel, sonst letzter Tag der Vegetationsperiode
 k = erster Tag des Jahres bei Jahresmittel, sonst erster Tag der Vegetationsperiode
 $\psi_{w,i}$ = gewichtetes Matrixpotenzial an Tag i im Wurzelraum, [hPa]
 $\psi_{i,j}$ = Matrixpotenzial der Schicht j an Tag i , [hPa]
 n_r = erste Bodenschicht des Profils, in welcher keine Wurzeln vorhanden sind
 ω_j = Gewichtung in Abhängigkeit der absoluten Wasserspeicherfähigkeit der Schicht j
 θ_s = Sättigungswassergehalt, [$m^3 m^{-3}$]
 V_{sk} = volumetrischer Skelettgehalt, [Vol-%]
 h = Schichtmächtigkeit, [mm]

Relative Bodenwasserspeicherfüllung im Wurzelraum REW:

Formel 7.4: $REW = \frac{1}{n-k} \sum_{i=k}^n \theta_{w,i}$ mit $\theta_{w,i} = \sum_{j=1}^{nr} \frac{AWAT_{i,j}}{nFK_j} = \sum_{j=1}^{nr} \frac{(\theta_{i,j} * (100 - V_{sk,j}) * h_j) - PWP_j}{nFK_j}$ wobei zusätzlich zu Formel 7.3:

$\theta_{w,i}$ = relativer Wassergehalt des Profils am Tag i , [-]

$AWAT_{i,j}$ = pflanzenverfügbar gespeichertes Wasser in Schicht j an Tag i , [mm]

nFK_j = nutzbare Feldkapazität in Schicht j , [mm]

$\theta_{i,j}$ = volumetrischer Wassergehalt der Schicht j am Tag i , [$m^3 m^{-3}$]

PWP_j = Wassermenge an permanentem Welkepunkt (Wassergehalt bei $pF = 4,2$) in Schicht j , [mm]

Tage mit T/Tp unter 0.8 (days_T0.8):

Formel 7.5: $days_T0.8 = \sum_{i=k}^n \begin{cases} T/T_p < 0.8 : 1 \\ T/T_p \geq 0.8 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.1 und Formel 7.3)

Tage mit REW unter 40 % (days_REW40):

Formel 7.6: $days_REW40 = \sum_{i=k}^n \begin{cases} \theta_{w,i} < 0.4 : 1 \\ \theta_{w,i} \geq 0.4 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.3 und Formel 7.4)

Kumulierte Summe der Unterschreitung von REW unter 40 % (sum_REW40):

Formel 7.7: $sum_REW40 = \sum_{i=k}^n \begin{cases} \theta_{w,i} < 0.4 : 1 - \frac{\theta_{w,i}}{0.4} \\ \theta_{w,i} \geq 0.4 : 0 \end{cases}$ (Erläuterungen siehe Formel 7.3 und Formel 7.4)

Standortwasserbilanz SWB:

Formel 7.8: $SWB = P - E_p + nFK$ mit

P = Jahresniederschlagssumme, [mm]

E_p = potenzielle Evapotranspiration, [mm]

nFK = nutzbare Feldkapazität, [mm]

Klimatische Wasserbilanz KWB:

Formel 7.9: $SWB = P - E_p$ mit

P = Jahresniederschlagssumme, [mm]

E_p = potenzielle Evapotranspiration, [mm]

7.2.4 Datengrundlagen und statistische Methoden

Grundlage des durchgeführten Indikatorenvergleichs sind die Daten der Betriebsinventur in baden-württembergischen Forstbetrieben aus den Jahren 2010-2020. Der Datensatz umfasst Wuchsdaten für 131907 Bäume an 74493 Standorten, die flächenrepräsentativ die Landesfläche Baden-Württembergs abdecken. Neben den jeweiligen Koordinaten sind für jeden eingemessenen Baum die Baumart und das Baumarbeiter dokumentiert, sowie Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser und Baumvolumen als mögliche Zielvariablen hinterlegt. Aufgrund der in Kapitel 7.1 erläuterten Gründe wurde die Baumhöhe als Zielvariable und somit als Proxyvariable für die Wasserverfügbarkeit betrachtet.

Das gewählte Verfahren ist der Methodik aus Walthert et al. (2015) entlehnt und basiert auf der Annahme, dass der Wasserhaushalt die maximal mögliche Wuchshöhe eines Bestandes mitbestimmt (Gauer et al., 2011). Um herauszufinden, welcher Indikator die beste Übereinstimmung mit gemessenen Wachstumsdaten liefert, wurde für jeden Standort die Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF-Brook90 über den gesamten verfügbaren historischen Datenzeitraum 1961-2020 ausgeführt und die Testindikatoren als langjähriges Mittel nach den in Kapitel 7.2.3 angeführten Formeln berechnet. Die Baumhöhen wurden dann in Abhängigkeit der jeweiligen Indikatoren geplottet. Die Spanne der Indikatorenwerte wurde in 20 gleich große Intervalle unterteilt und in jedem Intervall die drei höchsten Bäume markiert. Nur den höchsten Baum je Intervall zu nutzen wurde als zu fehleranfällig eingeschätzt. Verfahren mit den höchsten drei und den höchsten 5 Bäumen je Intervall produzierten ähnliche Ergebnisse. Bei kleinen Subgruppen stellten die höchsten 5 Bäume oft einen erheblichen Anteil der Teilmenge, weshalb mit den höchsten

drei Bäumen je Intervall gearbeitet wurde. Hintergrund dieser Filterung auf die höchsten Bäume je Trockenheitsbereich ist die Tatsache, dass zahlreiche andere Umweltvariablen ebenfalls auf die Wuchshöhe wirken, welche aber weder im Modell abgebildet, noch in der Betriebsinventur erhoben werden. Dazu gehören Faktoren wie Nährstoffverfügbarkeit (Weber-Blaschke et al., 2008), Schädlingsdynamik (Netherer et al., 2015), Bestandesstruktur und Durchforstungsmaßnahmen (Giuggiola et al., 2013; Sohn, Hartig, et al., 2016; Sohn, Saha, et al., 2016), Baumartzusammensetzung und Konkurrenz (Bottero et al., 2021; Neuner et al., 2015; Rukh et al., 2020; Steckel et al., 2020; Zhang et al., 2015). Ist der Datensatz groß genug, kann davon ausgegangen werden, dass durch die Filterung der Daten auf die höchsten Bäume je Intervall nur jene Individuen berücksichtigt werden, welche nicht durch andere Faktoren limitiert wurden und so überwiegend der Einfluss der Wasserverfügbarkeit abgebildet wird. Eine einfach identifizierbare Störvariable, die Höhe über NHN, welche über die Temperaturlimitierung der Photosyntheserate sowie eine kürzere Vegetationszeit für niedrigere Wachstumsraten sorgt, konnte durch das Auftragen der Baumhöhen über der Höhe aus einem digitalen Geländemodell herausgefiltert werden. Die Geländehöhen, ab denen die maximal möglichen Baumhöhen nicht mehr auftreten, wurden visuell ermittelt und bei den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt (Abbildung 7.2).

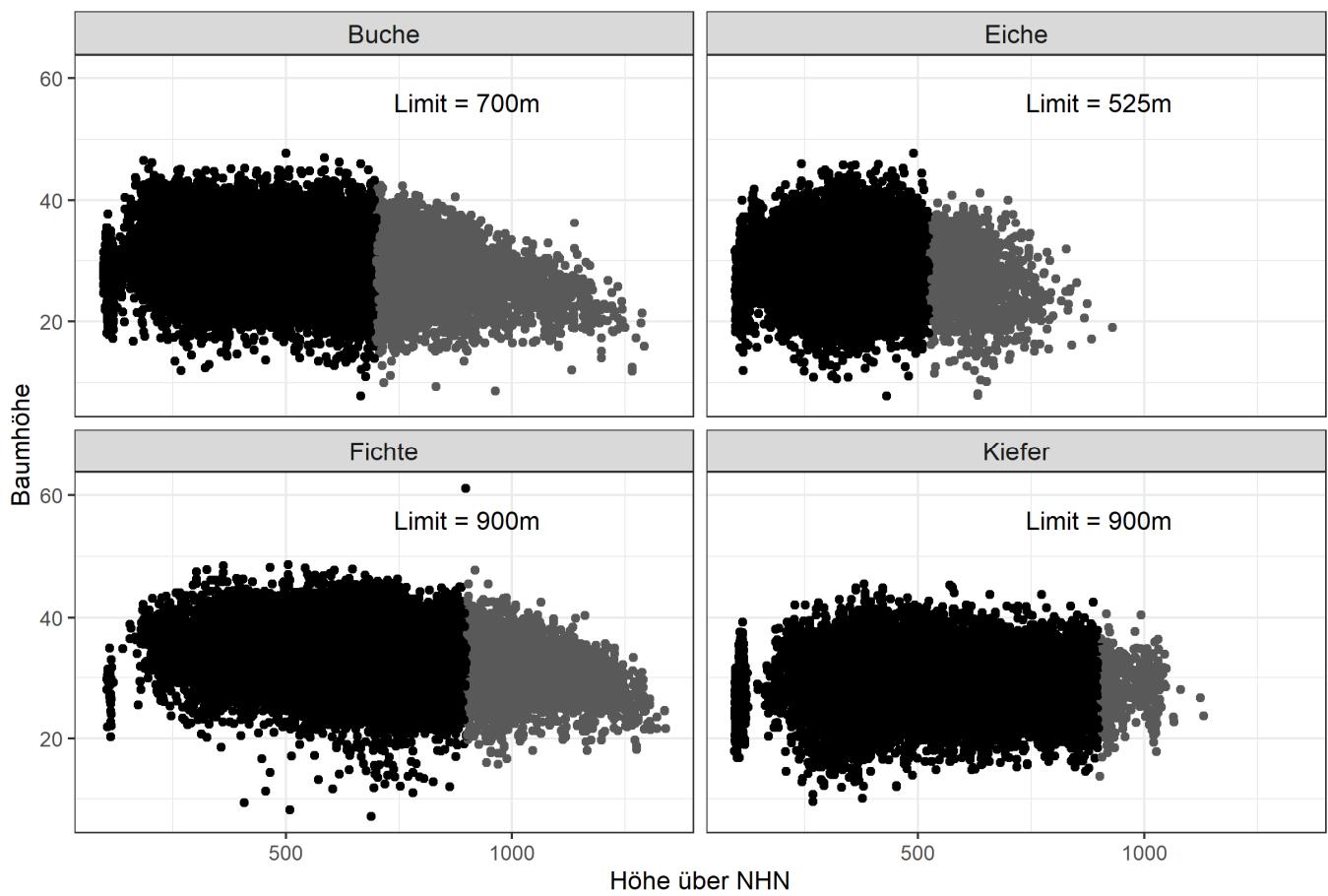


Abbildung 7.2: Baumartspezifische Verteilung der Baumhöhe in Abhängigkeit der Geländehöhe. In grau dargestellt sind die von der Analyse ausgeschlossenen Bäume, welche durch die höhenbedingte Wuchslimitierung nicht die nach der Wasserverfügbarkeit maximal mögliche Wuchshöhe erreichen.

Durch die Teilmenge der höchsten Bäume wurde ein Polynom zweiter Ordnung gefittet. Es wurde angenommen, dass der limitierende Effekt des Wasserhaushalts auf das Höhenwachstum im gut wasserversorgten Bereich abnimmt, was durch das Angleichen eines quadratischen Zusammenhangs besser abgebildet werden kann, als durch ein lineares Modell. Von der jeweiligen Regression, die den Zusammenhang des Trockenstressindikators als Prädiktor für die maximal mögliche Baumhöhe quantifizierte, wurde das Bestimmtheitsmaß (R^2) als Gütemaß genutzt. Zusätzlich wurde die Form der Anpassungskurve vor dem Hintergrund interpretiert, ob ein ökologisch und waldbaulich sinnvoller Zusammenhang besteht. Um innerhalb eines Plots nur vergleichbare Individuen darzustellen, die durch den vorherrschenden Wasserhaushalt Unterschiede in der maximalen Wuchshöhe ausbilden konnten, erfolgte die Auswertung einerseits separat je Baumart, andererseits über sechs verschiedene Altersgruppen (Gruppierung in

10-Jahresschritte von 65-75 bis 115-125 Jahre). Durch die Auswertung mehrerer Altersperioden sollte zudem ausgeschlossen werden, dass einzelne externe Trends, wie höhere Stickstoffdepositionen (Laubhann et al., 2009), eine Verringerung der Schwefeleinträge (Hauck et al., 2012) oder eine erhöhte CO₂-Konzentration (Pretzsch et al., 2014) den gesuchten Effekt überlagern.

7.3 Ergebnisse

Abbildung 7.3 zeigt den Zusammenhang zwischen den untersuchten Indikatoren und der maximalen Wuchshöhe exemplarisch am Beispiel der Eichen im Alter zwischen 85 und 95 Jahre. Die Baumart Eiche wurden hier gewählt, da Eichen durch ihre Trockenheitsresistenz auch in großer Zahl an suboptimal wasserversorgten Standorten gepflanzt werden und die Testindividuen dadurch über den gesamten Wertebereich der Indikatoren verteilt sind. In Schwarz dargestellt sind alle Bäume des Datensatzes, die aufgrund der nicht gemessenen Faktoren nicht die maximal mögliche Wuchshöhe erreichen. Die Subgruppen der höchsten Bäume je Intervall des Trockenheitsindikators sind in Rot markiert und bilden die Grundlage der ebenfalls rot dargestellten Regression.

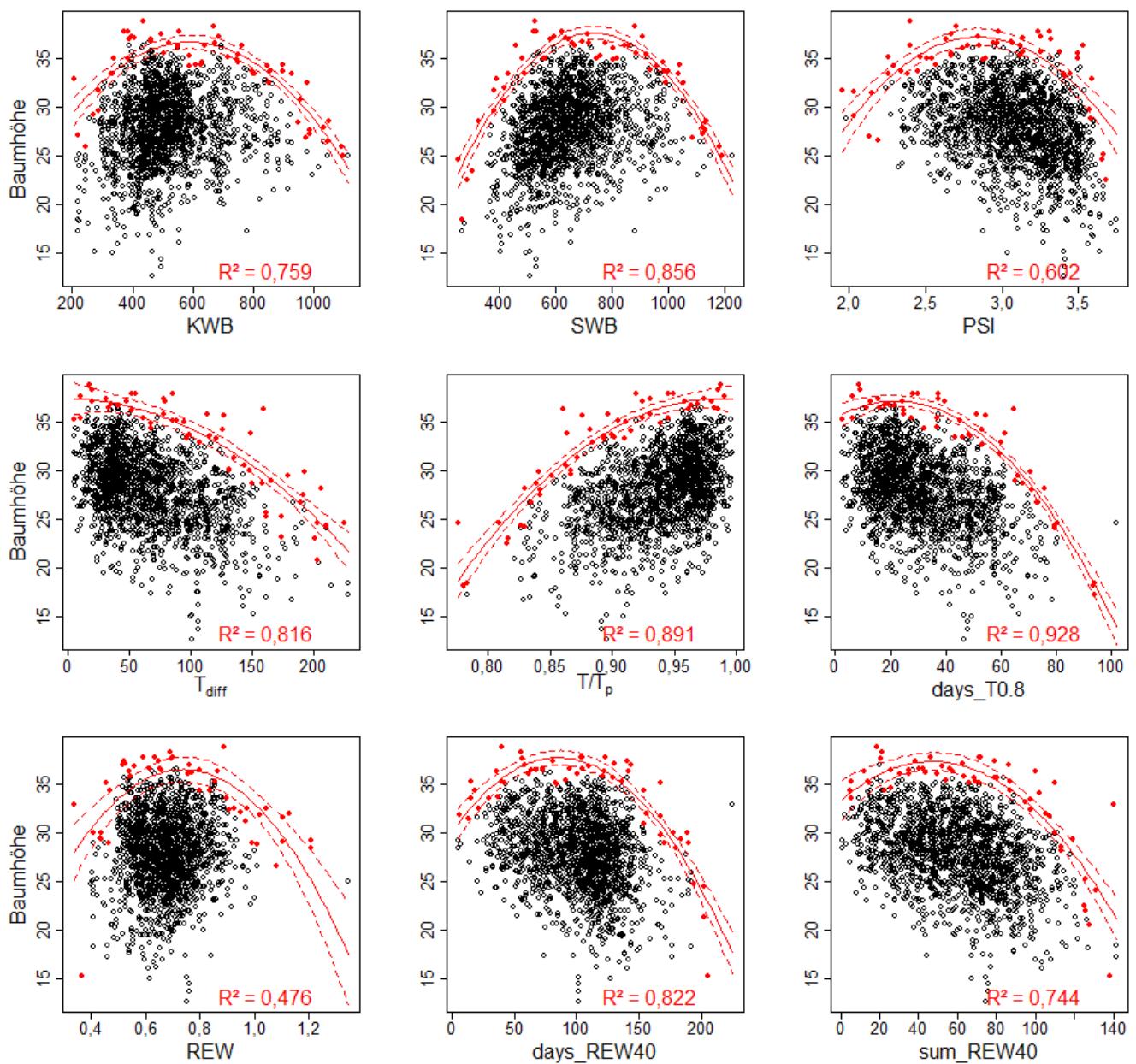


Abbildung 7.3: Baumhöhen der Eichen zwischen 85 und 95 Jahre in Abhängigkeit der untersuchten Trockenstressindikatoren. Jeweils in Rot dargestellt sind die höchsten drei Bäume der 20 einheitlichen Indikatorintervalle und die darauf basierende Regressionsfunktion samt Konfidenzintervallen und dem Anteil der erklärten Varianz.

Die transpirationsbasierten Indikatoren (T_{diff} , T/T_p , $days_T0.8$; mittlere Zeile) wiesen mit 84,8 bis 88,7 % erklärter Varianz eine durchweg sehr gute und exakte Vorhersagewirkung auf die maximal mögliche Wuchshöhe auf. Die klimatischen Indikatoren KWB und SWB waren mit 74,2 % etwas schlechter, aber noch deutlich besser als die rein bodenwasserbasierten Indikatoren REW mit 58,8 % und PSI mit 44,4 %. Die von REW abgeleiteten Indikatoren $days_{REW40}$ und sum_{REW40} hatten einen deutlich klareren Zusammenhang zu der maximalen Wuchshöhe, welche sich mit 86,6 und 83,0 % im Bereich der transpirationsbasierten Indikatoren bewegte. Deutlich zu erkennen waren auch die unterschiedlichen Verläufe der Anpassungsfunktionen. Während die Indikatoren KWB, SWB, PSI und REW parabelförmig zeichneten, hatten vor allem die transpirationsbasierten Indikatoren in der mittleren Zeile die ökologisch zu erwartende Form einer Sättigungsfunktion. Die Indikatoren $days_{REW40}$ und sum_{REW40} zeigten eine Übergangsform, die bei Werten nahe Null, zwar nicht in gleichem Maße wie in den Extrembereichen, aber dennoch merklich abfiel. Die Form der Regressionskurven wurde über alle Baumarten und Altersgruppen visuell überprüft (Abbildung 7.4). Abhängig von der Anzahl der Individuen in der jeweiligen Gruppe (besonders bei kleinen Gruppengrößen) waren die Formen der Regressionskurven zwar leicht unterschiedlich, die in Abbildung 7.3 erkennbaren Zusammenhänge jedoch in allen Kombinationen von Baumart und Baumalter zu finden.

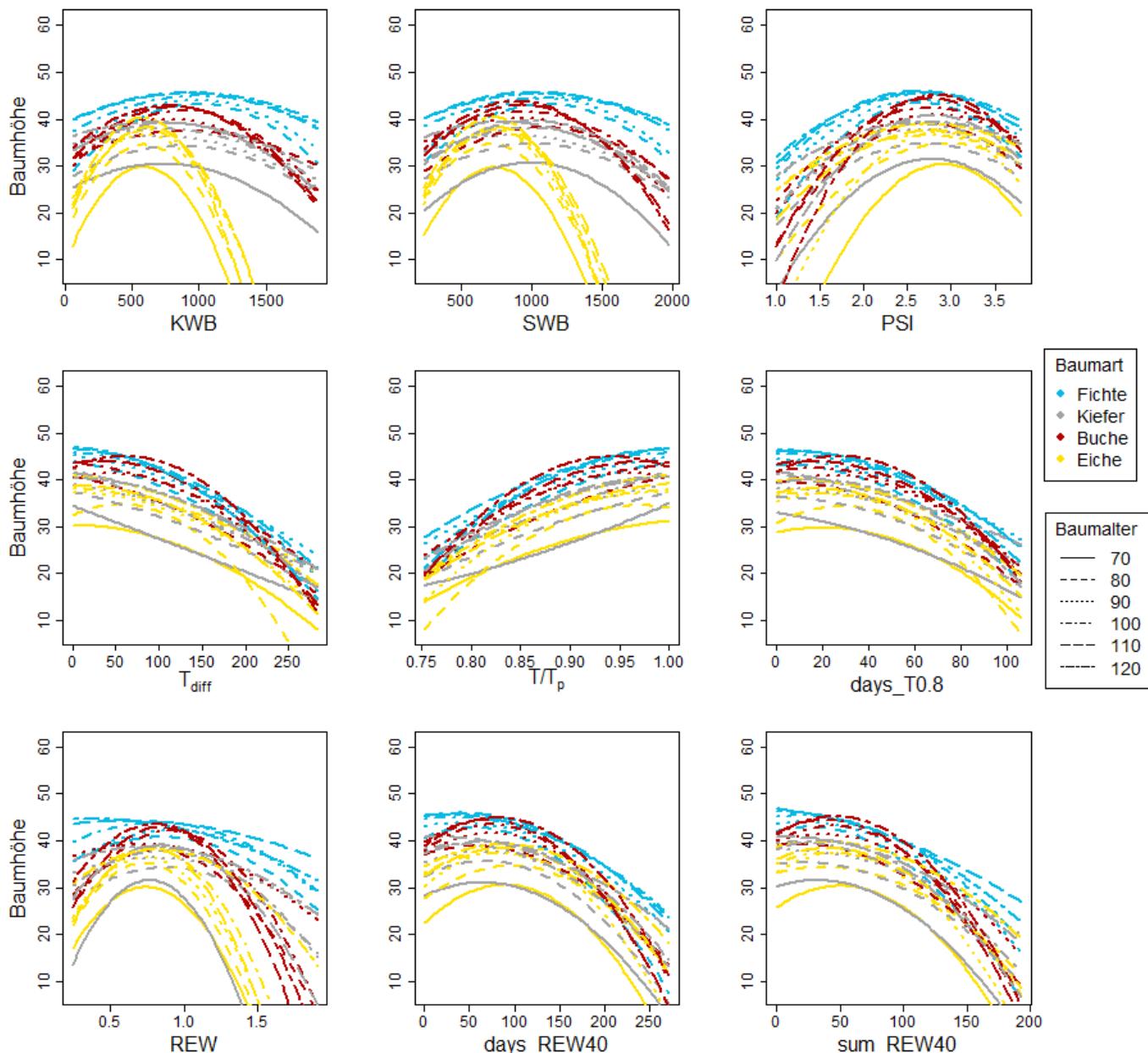


Abbildung 7.4: Form der Regressionskurven durch die drei höchsten Bäume je Indikatorintervall, wobei die Baumart farblich und das Baumalter als Linientyp unterschieden werden.

In Abbildung 7.5 ist die erklärte Varianz aller Regressionen durch die höchsten Bäume je Baumart und altersspezifischem Datensatz dargestellt. Analog zur beispielhaften Darstellung in Abbildung 7.3 waren die Indikatoren REW, KWB, PSI und SWB am schlechtesten geeignet die maximale Wuchshöhe für unterschiedliche Baumarten und Altersgruppen zu erklären. Die Standortswasserbilanz schnitt von diesen vier noch am besten ab. Die von REW abgeleiteten Indikatoren über die Anzahl der Tage und der Gesamtsumme der Unterschreitung des Grenzwertes von 40 % standen vom Niveau her ähnlich zwischen den erstgenannten und den drei transpirationsbasierten Indikatoren auf der rechten Seite der Abbildung. Die Unterschiede zwischen den drei transpirationsbasierten Indikatoren waren sehr gering. Mit Ausnahme des Fichtendatensatzes, wo T_{diff} eine nur 1 % bessere Anpassung lieferte, war das über die Altersgruppen gemittelte Bestimmtheitsmaß von T/T_p bei allen Baumarten am höchsten. Die Unterschiede zwischen den Indikatoren waren bei den Eichenstandorten am geringsten, wo KWB und SWB deutlich bessere Zusammenhänge zeigten als REW und PSI und sich die übrigen Indikatoren auf vergleichbarem Niveau bewegten. Bei den anderen drei Baumarten waren Modellgüte und Ranking sehr ähnlich. Bei der hier vorliegenden Untersuchung ergab eine Aggregierung der Indikatoren auf die Vegetationsperiode sehr vergleichbare Ergebnisse zu ganzjährigen Bezugszeiträumen. Insbesondere bei den transpirationsbasierten Indikatoren, lieferte die Aggregierung auf die Vegetationsperiode fast überall geringfügig geringere Bestimmtheitsmaße.

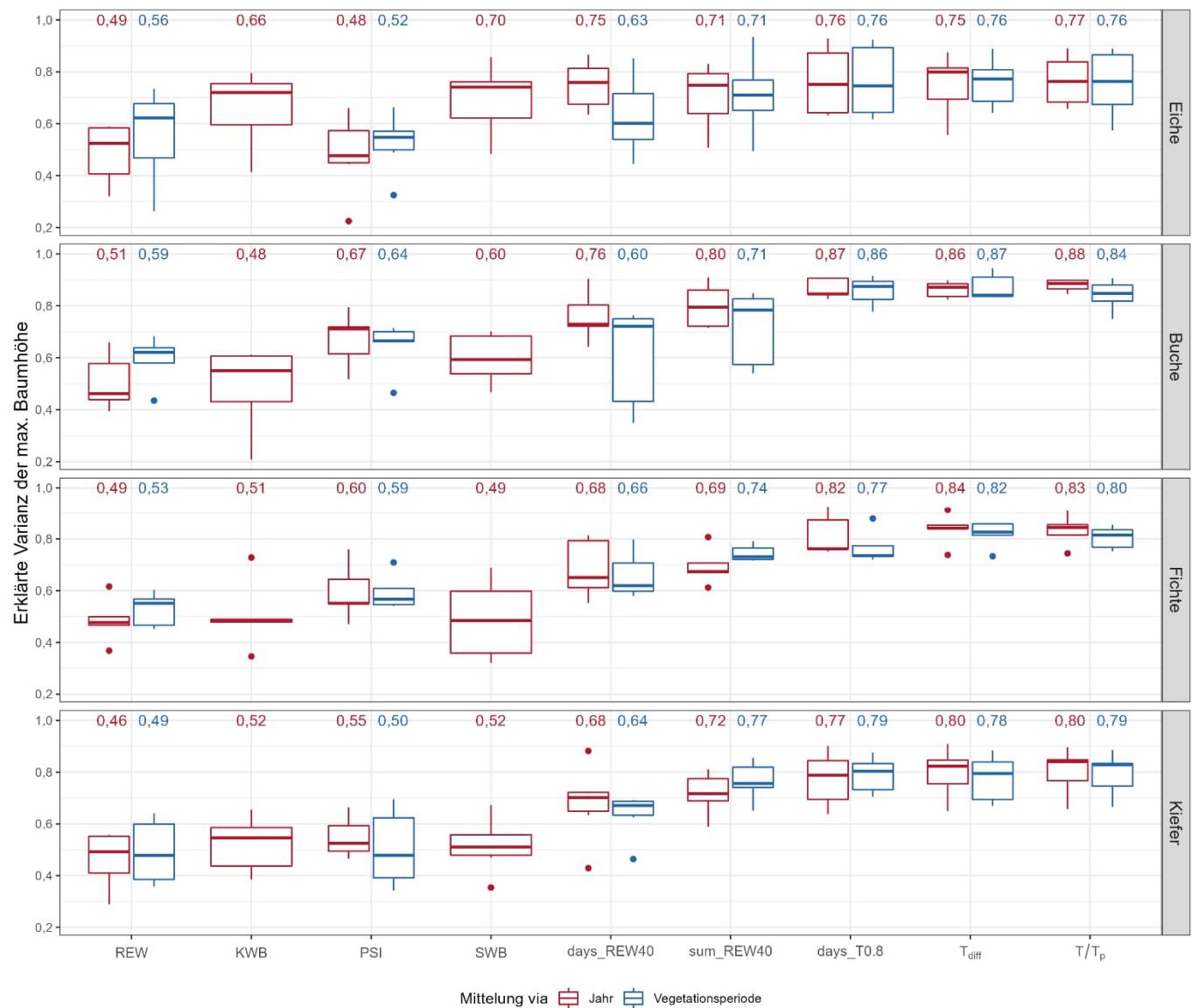


Abbildung 7.5: Das erklärende Potenzial der untersuchten Trockenstressindikatoren auf die maximale Wuchshöhe der einzelnen Baumarten. Boxplots umfassen jeweils die erklärte Varianz der sechs Altersgruppen von 65 bis 125 Jahre und zeigen den Median als dicken Strich. Mittelwerte sind zusätzlich auf das Prozent gerundet über dem jeweiligen Boxplot notiert.

7.4 Diskussion

7.4.1 Trockenstressindikatoren

Der durchgeführte Indikatorenvergleich bestätigt T/T_p als robusten und dabei sachlogisch plausiblen Indikator. Über alle Baumarten und Altersgruppen hinweg zeigt T/T_p im Mittel die beste Übereinstimmung beim Zusammenhang zwischen der maximalen Baumhöhe und dem modellierten Trockenheitsrisiko der zugehörigen Standorte. Die methodisch verwandten Indikatoren T/T_p , $days_T0.8$ und T_{diff} zeigen alle ähnlich gute und dabei deutlich bessere Anpassungen als die alternativ untersuchten Indikatoren. Ein Mehrwert der Aggregierung über die Vegetationsperiode anstelle von Jahresmitteln oder Jahressummen kann aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden (Abbildung 7.5).

Interessanterweise ist die Überlegenheit der transpirationsbasierten Indikatoren im untersuchten Datensatz baumartunabhängig, während andere Studien (Zierl, 2004; von Wilpert et al., 2016) eine baumartabhängige Indikatoreneignung feststellen. In keiner der genannten Studien wird jedoch die maximale Wuchshöhe als Zielvariable genutzt. In Zierl (2004) wird der Zusammenhang zwischen verschiedenen Trockenheitsindikatoren und Kronenentlauungsdaten baumartspezifisch untersucht. Unterschiedliche baumartspezifische Strategien, etwa die Ausbildung mehrjähriger Nadeln gegenüber Blattwurf und –neuaustrieb im Frühjahr können einen Teil der Unterschiede erklären. Im Gegensatz zu den hier untersuchten langfristigen Wuchseffekten, zeigt in Zierl (2004) auch der Untersuchungszeitraum einen Effekt auf die gefundenen Baumartenunterschiede. Reaktionen der Zielgröße Entlaubung werden durch Extremereignisse ausgelöst, die in der Vergangenheit selten auftraten. Daher wird dort die Hypothese aufgestellt, dass die nötigen Extremereignisse für trockenheitsresistente Baumarten wie die Kiefer in der wenig trockenheitsanfälligen Schweiz in den Jahren 1985 bis 1994 schlicht nicht in ausreichender Intensität aufgetreten sind. Die Untersuchung von Jahrringbreiten, wie in von Wilpert et al. (2016) durchgeführt, hat bereits einen ähnlichen, längerfristigen Fokus. Hier wurden Jahrringe von 1961 bis 2015 untersucht. Unterschiede zwischen den Baumarten werden zwar kommuniziert, sind jedoch bei genauerer Untersuchung überschaubar. Durch eine sehr große Zahl untersuchter Prädiktoren (darunter jeweils 5 unterschiedliche Tiefenaggregierungen von sowohl pflanzenverfügbaren als auch gesamten Bodenwassergehalten sowie 12 klimatische Indikatoren) ergeben sich nahezu zwangsläufig Unterschiede. Die sieben aus LWF-Brook90 abgeleiteten Indikatoren für Wassermangel sind jedoch für Fichte, Buche und Kiefer gleichermaßen signifikant und gleichgerichtet. Da primär auf Signifikanz von Korrelationen zu Jahrringbreiten untersucht wurde, können Abweichungen bei den Eichendaten auch ein Ergebnis des deutlich geringeren Stichprobenumfangs sein (E: 98 gegenüber F: 197, B: 193, K: 174).

Die Beurteilung der Anpassungsgüte der Regressionskurven über das Bestimmtheitsmaß als alleiniges Gütekriterium ist nicht unproblematisch (Heitkamp et al. 2021). In unserem Fall ermöglicht das Bestimmtheitsmaß primär eine Aussage darüber, wie gut der Indikator die Streuung in den ausgewählten höchsten Bäumen erklärt. Theoretisch möglich ist daher auch eine gute Anpassung an eine Regressionskurve, die durch eine zufällig günstige Verteilung der Datenpunkte einen ökologisch nicht sinnvollen Zusammenhang zwischen der maximalen Wuchshöhe und dem jeweiligen Wasserangebot darstellt. Allerdings ist das wiederholte Auftreten eines zufällig gut passenden Zusammenhangs durch die wiederholte Analyse über verschiedene Baumarten und Baualter extrem unwahrscheinlich. Die Überprüfung der Form der Regressionskurve und des ökologisch und waldbaulich sinnvollen Zusammenhangs zwischen Trockenheitsausprägung und maximal möglicher Wuchshöhe ist aber dennoch ein wichtiger und essenzieller Aspekt der Indikatorenprüfung. Die visuelle Überprüfung bestätigt dabei ebenfalls die Wahl von T/T_p bzw. $days_T0.8$ und T_{diff} . Die ökologisch sinnvolle Form einer Sättigungskurve zeichnet sich über alle Untersuchungsgruppen deutlich ab. Im gut wasserversorgten Bereich wird der Einfluss des Wassermangels auf das Höhenwachstum zunehmend kleiner, während sich auf trockenstressanfälligen Standorten, wo die Wasserversorgung der primäre wachstumslimitierende Faktor ist, deutlich größere Gruppenunterschiede ausbilden. Leichte Einschränkungen auf das optimale Wachstum in vollständiger Abwesenheit von Trockenheitsereignissen, wie bei $days_REW0.4$ und $sum_REW0.4$ bei Werten nahe Null zu finden, ließen sich zwar mit Wachstumseinschränkungen aufgrund von Staunässe erklären. Dies würde jedoch voraussetzen, dass im gesamten Datensatz keine Bäume an optimal wasserversorgten Standorten ohne Stauwassereinfluss aufgenommen wurden. Bei der Größe des Datensatzes ($N = 131907$) kann dies jedoch als unwahrscheinlich angesehen werden. Eine sinnvollere Verortung der durch Stauwasser in ihrem Wachstum limitierten Bäume kann in den Graphen der transpirationsbasierten Indikatoren in der Punktewolke unterhalb der optimal gewachsenen Gruppe nahe der Indikatorenwerte 1 (T/T_p) bzw. 0 (T_{diff} , $days_T0.8$) erfolgen. Die übrigen, parabelförmigen Ausgleichskurven lassen sich vor diesem Hintergrund ökologisch nicht sinnvoll interpretieren.

Ein weiterer Diskussionspunkt bezüglich der Einschätzung der Indikatorengüte über das Bestimmtheitsmaß ist, dass schlechte R^2 -Werte unter anderem auch dadurch bedingt sind, dass für einige Indikatoren vereinzelte Beobachtungen in den Extrembereichen durch die Regressionskurve überinterpretiert werden (vgl. Plots von PSI und REW in der Abbildung 7.3). Dem gegenüber steht die Tatsache, dass es ein Qualitätsmerkmal eines gut nutzbaren Indikators ist, die in der Natur vorkommenden Standorte ausgewogen über den gesamten Wertebereich zu repräsentieren. Dadurch lassen sich sinnvolle und statistisch unterscheidbare Klassen bilden.

7.4.2 Statistische Signifikanz der Ergebnisse

Für die Qualität der durchgeführten Modellierungen spricht, dass die Bestimmtheitsmaße trotz des sehr komplexen Zusammenhangs zwischen dem Baumwachstum und dem modellierten Wasserhaushalt und aller potenziell konfundierenden Faktoren hohe Werte annehmen. Daher wurde auch geprüft, inwiefern die gute Anpassung durch statistische Eigenschaften der Datensätze bedingt sein kann. In einem statistischen Auswertungsexperiment wurden daher nach gleicher Methodik die höchsten Werte aus 20 Subgruppen gewählt und auf einen fiktiven Indikator bezogen, wobei aber über den gesamten Wertebereich aus der gleichen Normalverteilung ($\mu = 30$, $sd = 5$) gezogen und nur die Größe der Stichprobe variiert wurde (je höher die Werte der Subgruppe, desto mehr Beobachtungen wurden gezogen). Die höheren Maximalwerte in den größeren Stichproben entstehen durch die mit wachsender Stichprobengröße steigende Wahrscheinlichkeit, dass unwahrscheinlichere, größere Werte auch wirklich realisiert werden. Der so gefundene Zusammenhang entspricht näherungsweise den Ergebnissen der Fichtenuntersuchung (Abbildung 7.6).

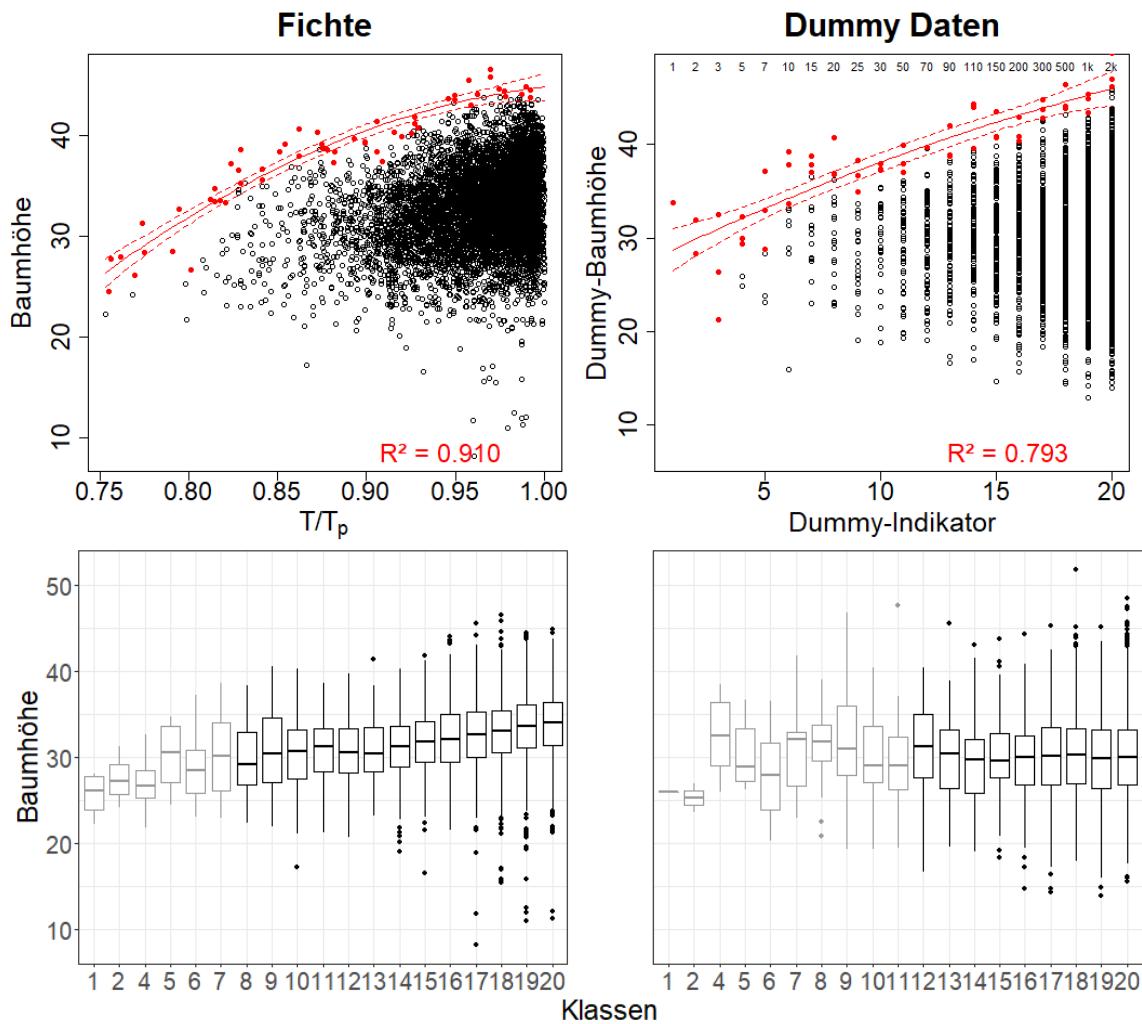


Abbildung 7.6: Darstellung des Zusammenhangs von Baumhöhe zum Transpirationsindex (T/T_p) der Fichtenstandorte (links) und zum Vergleich die mit einheitlichen Parametern kreierte normalverteilte Zufallsdaten (rechts). Über den Gruppen aufgetragen ist die Stichprobengröße der jeweiligen Klasse. Unten die Verteilung der Daten in den 20 Klassen als Boxplot. Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.

Eine einheitliche Verteilung der Datenpunkte über den gesamten Wertebereich wäre vor diesem Hintergrund wünschenswert, ist aber aus ökologischen und forstwirtschaftlichen Gründen schwierig herzustellen. Da auf trockenen Standorten bestimmte trockenheitsanfällige Baumarten wie etwa Fichte eine geringere Konkurrenzkraft und ein höheres Ausfallrisiko haben, werden sie dort seltener angebaut. Gerade die Fichte wurde in der Vergangenheit als profitable Baumart bevorzugt auf optimalen Standorten gepflanzt. Der linke Plot in Abbildung 7.6 stellt daher eine repräsentative Stichprobe dar, in welcher betriebswirtschaftlich rentabler Waldbau als Limitation wirkt. Allein auf dieser Datengrundlage lässt sich nicht abschließend sagen, ob sich bei mehr Datenpunkten im trockenen Bereich die Punktwolke unterhalb der Regressionskurve oder mit einheitlicher Höhe ausbilden würde.

Daher wurde auch die Baumarten Buche, Kiefer und Eiche betrachtet, welche häufiger auf trockeneren Standorten vorkommen. Durch die bessere Verteilung der Datenpunkte lässt sich die Gegenhypothese überprüfen, nach der ein klarer negativer Zusammenhang zwischen Baumhöhen und Transpirationseinschränkung besteht. Hierfür sollten Mediane und möglichst auch die Wertebereiche der Baumhöhen von Subgruppen im trockenen Bereich deutlich unterhalb der Subgruppen im besser wasserversorgten Bereich liegen. In Abbildung 7.7 lässt sich diese Gegenhypothese visuell bestätigen. Mit Hilfe von ANOVAs kann überprüfen werden, ob die Verteilungsparameter der Subgruppen signifikant unterschiedlich sind. Sehr kleine Subgruppen im trockenen Bereich, die die Annahme der Varianzhomogenität verletzen, wurden dabei ausgeschlossen. Für den übrigen Datensatz sind sowohl für Buche, Kiefer und Eiche höchst signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen zu finden ($p < 0,001$). Dagegen zeigt die ANOVA im Dummy-Datensatz keine Signifikanz ($p > 0,05$). Unterschiede zwischen den Subgruppen sind demnach aller Voraussicht nach ein Effekt des kausalen Zusammenhangs zwischen Indikator und Wuchsleistung. Die Untersuchungen der anderen Baumarten sind daher ein Hinweis darauf, dass sich die Verteilung bei ausreichenden Probenbäumen auch beim Fichtendatensatz unterhalb der Regressionskurve ausprägen würde. Durch die Beschaffenheit des Datensatzes lässt sich dies jedoch nicht abschließend belegen.

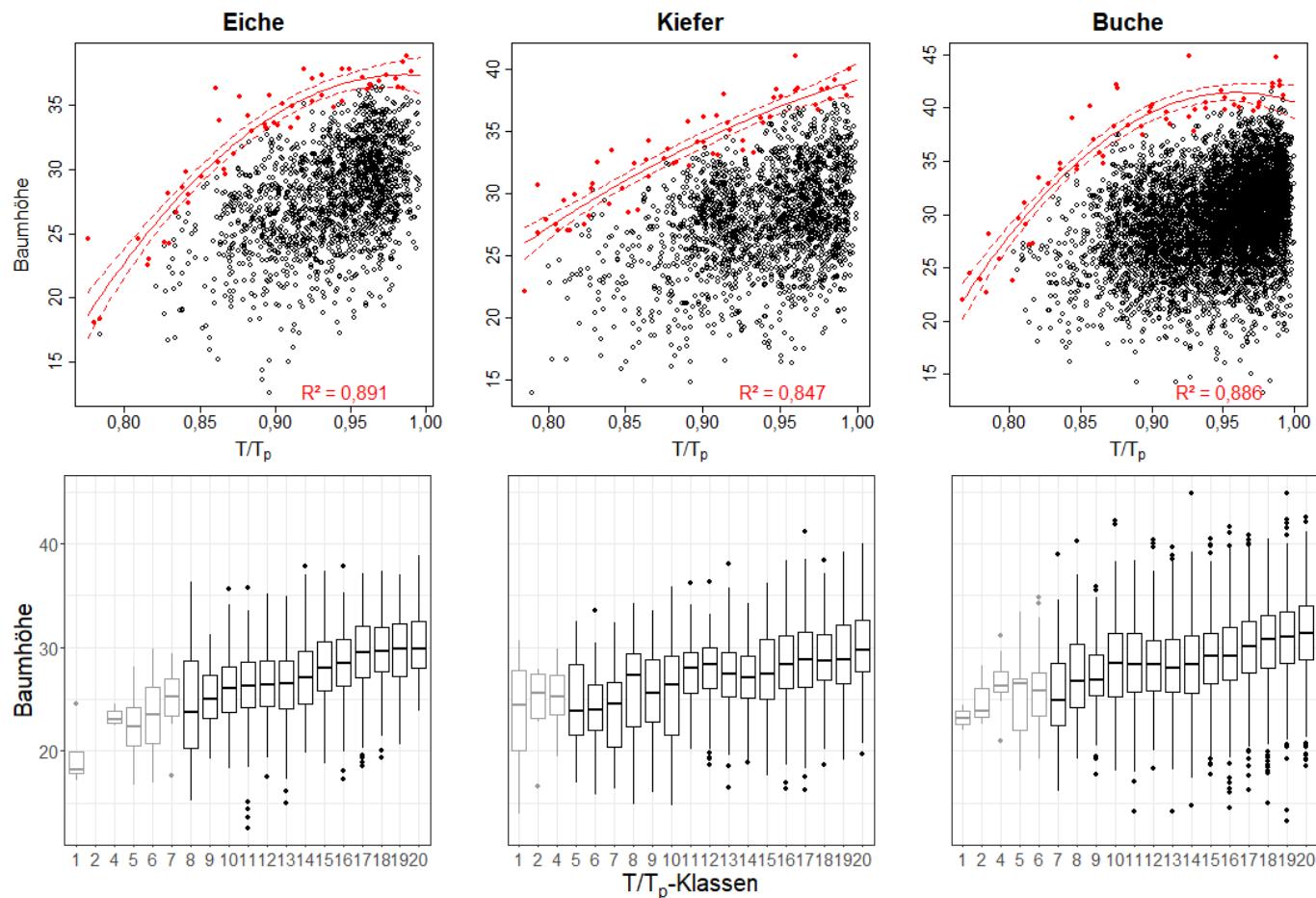


Abbildung 7.7: Zusammenhang zwischen Baumhöhe und T/T_p bei Eiche, Kiefer und Buche im Alter von 85 bis 95 Jahren (oben). Boxplot-Darstellung der Subgruppen (unten). Ausgegraut sind jene Gruppen, die aufgrund der unzureichenden Datenabdeckung die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzen.

Zusammenfassend lässt sich im Hinblick auf diesen methodischen Kritikpunkt sagen, dass ein gewisser, aus der statistischen Verteilung der Daten bedingter Effekt auf die Indikatorenprüfung nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Die Menge der Datenpunkte in einem gewissen Intervall hat einen Effekt auf die realisierte Streuung in jenem Bereich. Die ungleiche Verteilung der Datenpunkte begünstigt Ausreißer im gutwüchsigen Bereich und fördert so die Ausbildung der erwarteten Sättigungskurve. Dennoch bestätigen auch einige Beobachtungen die Hypothese, dass ein kausaler Zusammenhang zwischen dem Trockenheitsindikator T/T_p und der Zielvariable Baumhöhe besteht. Zunächst ist er ökologisch und pflanzenphysiologisch begründbar. Darüber hinaus zeigt sich der Zusammenhang deutlicher bei den Baumarten, die eine einheitlichere Werteverteilung aufweisen (Abbildung 7.7). Schließlich lässt sich über ANOVAs belegen, dass sich Subgruppen signifikant unterscheiden. Dies widerspricht der rein stochastischen Erklärung und bestätigt umgekehrt die Hypothese, dass die Wasserverfügbarkeit als limitierender Faktor wirkt und somit ein kausaler Zusammenhang zu den gemessenen Baumhöhen besteht. Auch die Abwesenheit von Ausreißern oberhalb der Regressionskurven (insbesondere auf trockeneren Standorten) unterstützt die getroffene Annahme.

7.4.3 Indikatorelektion und inhärente Grenzen der Indikatoren

Zur Kennzeichnung von Trockenstress unter aktuellen und zukünftigen Klimabedingungen können prinzipiell verschiedene Indikatoren eingesetzt werden (Speich, 2019). Für die dynamische Abbildung des Standortswasserhaushalts wurde mit T/T_p ein Indikator ausgewählt, der einen direkten inhaltlichen Bezug zur Wasserhaushaltsansprache im Gelände hat. Diese theoretisch begründbare Auswahl konnte auch durch den dargestellten Indikatorenvergleich bestätigt werden. Man sollte jedoch beachten, dass die vom Indikator beschriebene Einschränkung der Transpiration nicht immer und nicht sofort auch zu einer deutlichen Wachstumseinschränkung führen muss (Fatichi et al., 2014). Insbesondere bei der gemittelten Anwendung dieses Indikators über einen längeren Zeitraum wird die Standortseigenschaft der durchschnittlichen Wasserverfügbarkeit beschrieben und nicht der aktuelle Wasserstatus des Bestandes in einem Trockenjahr mit deutlichen Zuwachseinbrüchen (Schulte-Bispinger & Beese, 2013). Bei einem ausreichend großen Datensatz und ausreichend langen Modellierungszeiträumen scheint sich der Zusammenhang zwischen Transpirations- und Wachstumseinschränkung jedoch auch messbar auszuprägen.

Bei der Indikatorenauswahl sollte neben der Korrelation zur Zielvariablen (hier: Baumhöhe) auch die ökologische Aussagekraft der jeweiligen Indikatoren nicht unbeachtet bleiben. So können zwei Indikatoren, die z.B. über große Niederschlags- und Temperaturgradienten recht ähnlich zeichnen, unter Trockenstressbedingungen sehr unterschiedlich reagieren. Dieses ungleiche Verhalten lässt sich gut am Beispiel des Transpirationsindex T/T_p und der relativen Bodenwasserfüllung (REW) verdeutlichen. So kann es z.B. auch bei REW-Werten unter der kritischen Grenze von 0,4 (Granier et al., 2007; Maseyk et al., 2008) zu einem Anstieg der Transpiration und damit des Transpirationsquotienten kommen, wenn durch Niederschlagsereignisse in Trockenheitsperioden nur die obersten Bodenschichten mit ihrer hohen Durchwurzelungsintensität (Ahrends et al., 2010; Federer et al., 2003) befeuchtet werden. Vom Standpunkt des REW Indikators würde man bei der pflanzenverfügbaren Wassermenge im effektiven Wurzelraum von unter 40 % weiterhin mit geschlossenen Stomata und einer entsprechenden Verdunstungseinschränkung rechnen (Granier et al., 1999). Gleiches gilt im umgekehrten Fall, wenn durch oberflächliche Austrocknung Grenzwerte des pflanzenverfügbaren Wassers im Profil potenziell schon unterschritten werden, obwohl die Transpiration durch eine ausreichende Wassermenge in den tieferen Schichten noch weitgehend aufrechterhalten werden kann.

7.5 Schlussfolgerungen

Der Transpirationsindex ist als Indikator für die Wasserverfügbarkeit am Standort inhaltlich am nächsten an dem Vorgehen der forstlichen Standortskartierung. Bei der Kartierung der Wasserhaushaltsstufen wird ein direkter Bezug zur Bestandeshöhe aufgebaut. Dieser theoretisch begründete Zusammenhang wird bei unseren Untersuchungen auch durch den Indikatorvergleich mit Hilfe von Höhenmessungen an den Standorten der Betriebsinventur in Baden-Württemberg bestätigt. Entsprechend konnte so ein Indikator ausgewählt werden, der einen direkten Bezug zum Vorgehen und zur Einschätzung der Standortskartierung aufweist und mit dem Modellsystem LWF-Brook90 flächenhaft in täglicher Auslösung umgesetzt werden kann.

7.6 Literatur

- Ahrends, B.; Heitkamp, F.; Buresch, M.; Evers, J.; Hentschel, S.; Bialozyt, R., & Meesenburg, H. (2023): 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., 192, 193-218.
- 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, 14, 1-13.
- Ahrends, B.; Penne, C., & Panferov, O. (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.
- AK Standortskartierung (1996): Forstliche Standortsaufnahme. IHW, Eching, Germany, 5. Aufl., 352 S.
- Ameztegui, A.; Cabon, A.; De Cáceres, M., & Coll, L. (2017): Managing stand density to enhance the adaptability of Scots pine stands to climate change: A modelling approach. *Ecological Modelling*, 356, 141-150.
- Barkaoui, K.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Cruz, P., & Volaire, F. (2017): Does water shortage generate water stress? An ecohydrological approach across Mediterranean plant communities. *Functional Ecology*, 31(6), 1325-1335.
- Bhuyan, U.; Zang, C., & Menzel, A. (2017): Different responses of multispecies tree ring growth to various drought indices across Europe. *Dendrochronologia*, 44, 1-8.
- Bottero, A.; Forrester, D. I.; Cailleret, M.; Kohnle, U.; Gessler, A.; Michel, D.; Bose, A.; Bauhus, J.; Bugmann, H.; Cuntz, M.; Gillerot, L.; Hanewinkel, M.; Lévesque, M.; Ryder, J.; Sainte-Marie, J.; Schwarz, J.; Yousefpour, R.; Zamora-Pereira, J.C., & Rigling, A. (2021). Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global change biology*, 27(18), 4403-4419.
- Braun, S. (2015): Die Eignung verschiedener Trockenstressindizes zur Abschätzung des Trockenheitsrisikos für den Wald und standortspezifische Entwicklung 2050/2100. Schlußbericht eines Projekts im Forschungsprogramm "Wald und Klimawandel" von BAFU und WSL. Schönenbuch, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, 56 S.
- Condés, S., & García-Robredo, F. (2012): An empirical mixed model to quantify climate influence on the growth of *Pinus halepensis* Mill. stands in South-Eastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 284, 59-68.
- Czajkowski, T.; Ahrends, B., & Bolte, A. (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.
- Dai, A. (2011): Drought under global warming: a review. *WIREs Climate Change*, 2(1), 45-65.
- De Caceres, M.; Martinez-Vilalta, J.; Coll, L.; Llorens, P.; Casals, P.; Poyatos, R.; Pausas, J. G., & Brotons, L. (2015): Coupling a water balance model with forest inventory data to predict drought stress: the role of forest structural changes vs. climate changes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 77-90.
- De Martonne, E. (1926): Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. *La Météorologie*, 2, 449-458.
- Fatici, S.; Leuzinger, S., & Körner, C. (2014): Moving beyond photosynthesis: from carbon source to sink-driven vegetation modeling. *New Phytologist*, 201(4), 1086-1095.
- Federer, C. A.; Vörösmarty, C., & Fekete, B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.*, 4, 1276-1290.
- Frehner, M.; Remund, J.; Walther, L.; Kägi, M.; Rihm, B., & Brang, P. (2011): Schätzung standortspezifischer Trockenstressrisiken in Schwerzer Wäldern. Schlussbericht / Version 2.3. eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landwirtschaft - Forchungsprogramm Wald und Klimawandel Bern, 56 S.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A., & Szabados, I. (2011): Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Idojáras*, 115, 205-216.
- Gauer, J.; Feger, K. H., & Schwärzel, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 7-16.
- Giuggiola, A.; Bugmann, H.; Zingg, A.; Dobbertin, M., & Rigling, A. (2013). Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 310, 827-835.
- Granier, A.; Breda, N.; Biron, P., & Villette, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecol. Modelling*, 116, 269-283.
- Granier, A.; Reichstein, M.; Breda, N.; Janssens, I. A.; Falge, E.; Ciais, P.; Grunwald, T.; Aubinet, M.; Berbigier, P.; Bernhofer, C.; Buchmann, N.; Facini, O.; Grassi, G.; Heinesch, B.; Ilvesniemi, H.; Keronen, P.; Knohl, A.; Koster, B.; Lagergren, F.; Lindroth, A.; Longdoz, B.; Loustau, D.; Mateus, J.; Montagnani, L.; Nys, C.; Moors, E.; Papale, D.; Peiffer, M.; Pilegaard, K.; Pita, G.; Pumpanen, J.; Rambal, S.; Rebmann, C.; Rodrigues, A.; Seufert, G.; Tenhunen, J.; Vesala, T., & Wang, O. (2007): Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143(1-2), 123-145.
- Grier, C. G., & Running, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology*, 58, 893-899.
- Gu, L.; Pallardy, S. G.; Hosman, K. P., & Sun, Y. (2016): Impacts of precipitation variability on plant species and community water stress in a temperate deciduous forest in the central US. *Agricultural and Forest Meteorology*, 217, 120-136.

- Hauck, M., Zimmermann, J., Mascha, J., Dulamsuren, C., Bade, C., Ahrends, B. & Leuschner, C. (2012). Rapid recovery of stem growth at reduced SO₂ levels suggests a major contribution of foliar damage in the pollutant-caused dieback of Norway spruce during the late 20th century. *Environ. Pollut.*, 164, 132-141.
- Heim, R. R., Jr. (2002): A Review of Twentieth-Century Drought Indices Used in the United States. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83, 1149-1165.
- Heitkamp, F.; Ahrends, B.; Evers, J.; Steinicke, C., & 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. & 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>.
- Hogg, E. H.; Barr, A. G., & Black, T. A. (2013): A simple soil moisture index for representing multi-year drought impacts on aspen productivity in the western Canadian interior. *Agricultural and Forest Meteorology*, 178-179, 173-182.
- Kempes, C. P.; Myers, O. B.; Breshears, D. D., & Ebersole, J. J. (2008): Comparing response of *Pinus edulis* tree-ring growth to five alternate moisture indices using historic meteorological data. *Journal of Arid Environments*, 72(4), 350-357.
- Laubhann, D., Sterba, H., Reinds, G.J. & DeVries, W. (2009). The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For. Ecol. Manage.*, 258, 1751-1761.
- Liu, C.; Yang, C.; Yang, Q., & Wang, J. (2021): Spatiotemporal drought analysis by the standardized precipitation index (SPI) and standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) in Sichuan Province, China. *Scientific Reports*, 11(1), 1280.
- Maseyk, K. S.; Lin, T.; Rotenberg, E.; Grünzweig, J. M.; Schwartz, A., & Yakir, D. (2008): Physiology-phenology interactions in a productive semi-arid pine forest. *New Phytologist*, 178, 603-616.
- McKee, T. B.; Doesken, N. J., & Kleist, J. R. (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scale. *Proceedings of 8th Conference on Applied Climatology*, Anaheim, 179-184.
- Meusburger, K.; Trotsiuk, V.; Schmidt-Walter, P.; Baltensweiler, A.; Brun, P.; Bernhard, F.; Gharun, M.; Habel, R.; Hagedorn, F.; Köchli, R.; Psomas, A.; Puhlmann, H.; Thimonier, A.; Waldner, P.; Zimmermann, S., & Walthert, L. (2022): Soil-plant interactions modulated water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. *Global Change Biology*, 28(20), 5928-5944.
- Myers, B. J. (1988): Water stress integral-a link between short-term stress and long-term growth. *Tree Physiol*, 4(4), 315-323.
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hahnwinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K. & Knoke, T. (2015). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global change biology*, 21(2), 935-946.
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H., & Schopf, A. (2015). Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack?. *New Phytologist*, 205(3), 1128-1141.
- Petzold, R.; Benning, R., & Gauer, J. (2016): Bodeninformationen in den verschiedenen Standorterkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 7-17.
- Piedallu, C.; Gégout, J.-C.; Perez, V., & Lebougeois, F. (2013): Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 22(4), 470-482.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E. & Rötzer, T. (2014). Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications*, 5, 5967.
- Puhlmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Hartmann, P.; Meesenburg, H., & von Wilpert, K. (2019): Soil Water Budget and Drought Stress. In: N. Wellbrock, A. Bolte (Eds.): *Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring*, Ecological Studies, 237, 55-91.
- Rambal, S.; Lempereur, M.; Limousin, J. M.; Martin-Stpaul, N. K.; Ourcival, J. M., & Rodríguez-Calcerrada, J. (2014): How drought severity constrains gross primary production(GPP) and its partitioning among carbon pools in a *Quercus ilex* coppice? *Biogeosciences*, 11(23), 6855-6869.
- Riek, W.; Wessolek, G., & Lührte V., A. (1995): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Raum Berlin. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 166(7), 138-144.
- Rukh, S., Poschenrieder, W., Heym, M., & Pretzsch, H. (2020). Drought Resistance of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst) and European Beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in Mixed vs. Monospecific Stands and on Dry vs. Wet Sites. From Evidence at the Tree Level to Relevance at the Stand Level. *Forests*, 11(6), 639.
- Schmidt, M., Nuske, R. & Ahrends, B. (2018) Standortsensitive Wachstumsfunktionen zur Abschätzung des zukünftigen Wachstumspotentials von Waldbeständen und Einzelbäumen unter Klimawandel. Tagungsband zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 14.-16. 05. 2018, Vígľaš/Slowakei (eds J. Klädtke & U. Kohnle), pp. 121-140. http://sektionertragskunde.fvabw.de/2018/14_Schmidt.pdf.
- Schulte-Bispinger, H., & Beese, F. (2013): 50-jährige Zeitreihe der Dynamik des Wasserhaushaltes eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Brandenburg. *Forstarchiv*, 84, 119-126.
- 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. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108023.
- Schwärzel, K.; Feger, K. H.; Häntzschel, J.; Menzer, A.; Spank, U.; Clausnitzer, F.; Köstner, B., & Bernhofer, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management*, 258, 2163-2174.
- Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., & Bauhus, J. (2016). Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Applications*, 26(7), 2190-2205.

- Sohn, J. A., Saha, S., & Bauhus, J. (2016). Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 380, 261-273.
- Speich, M. J. R. (2019): Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest*, 12, 1-16.
- Steckel, M., Del Río, M., Heym, M., Aldea, J., Bielak, K., Brazaitis, G., Černý, J., Coll, L., Collet, C., Ehbrecht, M., Jansons, A., Nothdurft, A., Pach, M., Pardos, M., Ponette, Q., Reventlow, D. O. J., Sitko, R., Svoboda, M., Vallet, P., Wolff, B., & Pretzsch, H. (2020). Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)—Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management*, 461, 117908.
- Thiele, J. C.; Nuske, R.; Ahrends, B.; Panferov, O.; Albert, M.; Staupendahl, K.; Junghans, U.; Jansen, M., & Saborowski, J. (2017): Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, 346, 30-47.
- Vicente-Serrano, S. M.; Beguería, S., & Lopez-Moreno, J. I. (2010): A multiscalar drought index sensitive to global warmings: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23, 1696-1718.
- Vilhar, U. (2016): Comparison of drought stress indices in beech forests: a modelling study. *iForest*, 9, 635-642.
- Von Wilpert, K.; Hartmann, P.; Puhlmann, H.; Schmidt-Walter, P.; Meesenburg, H.; Mülller, J., & Evers, J. (2016): Bodenwasserhaushalt und Trockenstress. In: N. Wellbrock, A. Bolte, H. Flessa (Eds.): *Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland*. Thünen Report, 43, 343-386.
- Wagner, M.; Sutmöller, J.; Nagel, R.-V.; Rudolf, J.; Hansen, J.; Ahrends, B.; Meesenburg, H.; Fleck, S.; Scheler, B.; Evers, J.; Paar, U.; Noltensmeier, A.; Nagel, J.; Spellmann, H., & Eichhorn, J. (2016): Zukünftige Entwicklung der Wasserverfügbarkeit und ihre Bedeutung für das Wachstum der Buche in Hessen. In: NWFVA: Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen. Beitr. aus der NW-FVA Göttingen, 14, 147-172.
- Walther, L.; Scherler, M.; Stähli, M.; Huber, M.; Baltensweiler, A.; Ramirez-Lopez, L., & Papritz, A. (2015): Böden und Wasserhaushalt von Wäldern und Waldstandorten der Schweiz unter heutigem und zukünftigem Klima (BOWA-CH). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Zürich, Eidg. Technische Hochschule, 117 S.
- Weber-Blaschke, G., Heitz, R., Blaschke, M., & Ammer, C. (2008). Growth and nutrition of young European ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) on sites with different nutrient and water statuses. *European Journal of Forest Research*, 127(6), 465-479.
- Wells, N.; Goddard, S., & Hayes, M. J. (2004): A Self-Calibrating Palmer Drought Severity Index. *Journal of Climate*, 17, 2335-2351.
- Zhang, J., Huang, S., & He, F. (2015). Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(13), 4009-4014.
- Zierl, B. (2001): A water balance model to simulate drought in forested ecosystems and its application to the entire forested area in Switzerland. *Journal of Hydrology*, 242(1-2), 115-136.
- Zierl, B. (2004). A simulation study to analyse the relations between crown condition and drought in Switzerland. *Forest Ecology and Management*, 188(1-3), 25-38.

8 Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung

Wendelin Weis, Axel Wellpott, Wolfgang Falk

8.1 Einleitung

Der Standortswasserhaushalt war von Anfang an Teil der forstlichen Standortserkundung in Bayern. Im klassischen dreistelligen Ziffernsystem beschreibt die dritte Ziffer qualitativ Wassermangel und -überschuss in je fünf Stufen. Grundlage dabei ist ein zweistufiges Vorgehen, das zunächst die geographisch-physiographischen, klimatischen und petrographischen Besonderheiten eines Kartiergebiets berücksichtigt. Innerhalb dieser regional-ökologischen Einheiten wird anschließend hinsichtlich Substrat, standörtlichen Besonderheiten und Geländewasserhaushalt weiter differenziert (Arbeitskreis Standortskartierung, 2016). Allerdings ist die Vorgehensweise zur Bestimmung der Wasserhaushaltsziffer bei Böden ohne Hydromorphiemarken, also ohne Einfluss von Stau- oder Grundwasser im Boden, bayernweit uneinheitlich. Bevorzugt verwendet wird eine Ableitung der Wasserhaushaltsziffer nach Foerst (1974), bei der das pflanzenverfügbare Wasser im effektiven Wurzelraum aus Bodenart, Humusgehalt, Bodenskelett und Auflagehumus berechnet wird. In Anlehnung an Laatsch (1969 a, b) erfolgt daraus bei Annahme einer Tagestranspiration von 3 mm die Ableitung einer maximal möglichen Anzahl aufeinanderfolgender niederschlagsfreier Tage ohne Trockenstress (Tabelle 8.1). Zusätzlich soll die Höhe der Niederschläge, deren Verteilung und Häufung von Extremwerten sowie die Lage im Gelände berücksichtigt werden. Eine genaue Anleitung wie dies zu geschehen hat fehlt. Schwierig ist auch die standortscharfe Bestimmung des effektiven Wurzelraums.

Tabelle 8.1: Bestimmung der Wasserhaushaltsziffer in der bayerischen Standortskartierung nach Foerst (1974). Die Einteilung der Bodenart folgt den Vorgaben der Bödenabschätzung in der Landwirtschaft (BayLfSt, 2009).

Nutzbare Wasserkapazität (nWK) im effektiven Wurzelraum

Bodenart*	S	SI	IS	SL	sL	L	LT	T	
nWK (mm/dm)	7	11	14	18	20	20	17	13	
leicht verfügbar	75 %			50 %			30 %		
Korrektur Humus									
Humusgehalt (%)									
< 1 humusarm									
1 - 2 humushaltig									
2 - 4 humos									
4 - 8 humusreich									
8 - 15 sehr humusreich									
Erhöhung der nWK in mm/dm Ah-Horizont									
sandige Böden									
lehmige Böden									
Reduktion um den Volumenanteil des Grobbodens (> 2 mm)									
30 mm/dm Humusauflage									
> 45 Tage sehr frisch									
31 - 45 Tage frisch									
26 - 30 Tage ziemlich frisch									
21 - 25 Tage mäßig frisch									
15 - 20 Tage mäßig trocken									
8 - 14 Tage trocken									
≤ 7 Tage sehr trocken									

*S Sand; SI schwach lehmiger Sand; IS lehmiger Sand; SL stark lehmiger Sand; sL sandiger Lehm; L Lehm; LT toniger Lehm; T Ton

Hinzu kommt, dass in den forstlichen Standortsbeschreibungen (Operaten) regional unterschiedliche Vorgehensweisen dokumentiert sind. Abweichungen betreffen die Differenzierung der Wasserhaushaltseinteilung, die angenommene Tagestranspiration und die Verwendung des leicht verfügbaren oder gesamten Anteils der nutzbaren Wasserspeicherkapazität im Boden. Auch rein beschreibende Verfahren sind dokumentiert (Beispiele in Tabelle 8.2). Auf regionaler Ebene wird so der Standortswasserhaushalt relativ zueinander differenziert, bayernweit jedoch uneinheitlich und meist ohne ausreichende und nachvollziehbare Berücksichtigung der klimatischen Verhältnisse dargestellt. Ein Ansatz, die Wasserhaushaltsstufen der Standortskartierung durch statistische Modelle aus Substrat, Niederschlag und nutzbarer Feldkapazität im Boden sowie der Temperatur nachzubilden, ergab eine Fehleinschätzungsrate von 46 %, wobei der Wert bei einheitlicher Verwendung der mittleren Wasserhaushaltsstufe 2 (mäßig frisch) auch nur 58 % betrug (Mette et al., 2016). Dies lässt darauf schließen, dass häufig von einer für das Kartiergebiet mittleren Wasserversorgung ausgehend besser und schlechter wasserversorgte Standorte relativ dazu eingeordnet wurden. Gestützt wird diese Annahme durch die Auftretungshäufigkeit der als „mäßig frisch“ kartierten Standorte. Im bayerischen Staatswald sind dies 43 %, im durch den Verein für forstliche Standortserkundung im Privat- und Körperschaftswald in Bayern e.V. (VfS) kartierter Waldbesitz 33 %. Für die Waldbewirtschaftung vor Ort ist dies zunächst unproblematisch, solange Baumartenwahl und Waldbewirtschaftung sofern nötig an die regionale Wasserhaushaltsansprache angepasst werden. Bayernweit einheitlich anwendbare Ansätze und die Berücksichtigung der Auswirkungen von Klimaänderungen sind so aber nicht möglich.

Tabelle 8.2: Beispiele für unterschiedlichen Regeln zur Ansprache des Wasserhaushalts im bayerischen Staatswald. Die Anzahl der Tage bezeichnet die Länge der niederschlagsfreien Periode, die bei der vorgegebenen Tagestranspiration nicht zu Trockenstress führt.

Operat Fürstenfeldbruck 1989		Operat Altötting 1974		Operat Spessart 1995	
3 mm Tagestranspiration; leicht verfügbarer Teil der nutzbaren Wasserspeicherkapazität		2,5 mm Tagestranspiration; gesamte nutzbare Wasserspeicherkapazität		beschreibend (verkürzte sinngemäße Wiedergabe)	
sehr frisch	> 45 Tage	frisch	> 60 Tage	frisch	ganzjährig gut wasserversorgt; Wassermangel nur in Trockenjahren und während längerer ausgeprägter Trockenperioden
frisch	31-45 Tage	mäßig frisch bis frisch	51-60 Tage		
ziemlich frisch	26-30 Tage	mäßig frisch	41-50 Tage	mäßig frisch	in Normaljahren tritt deutlicher Wassermangel nur kurzfristig auf
mäßig frisch	21-25 Tage	mäßig trocken bis mäßig frisch	31-40 Tage		
mäßig trocken	15-20 Tage	mäßig trocken	21-30 Tage	mäßig trocken	auch in Normaljahren vorübergehend deutlicher Wassermangel
trocken	8-14 Tage	trocken bis mäßig trocken	11-20 Tage	trocken	auch in Normaljahren herrscht regelmäßig länger anhaltender deutlicher Wassermangel
sehr trocken	≤ 7 Tage	trocken	≤ 10 Tage	sehr trocken	äußerst geringe Wasserspeicherfähigkeit im Boden führt bereits kurz nach Niederschlägen zu Wassermangel

Bei der Einteilung hydromorpher Böden orientierte sich die Standortskartierung an den im Bodenprofil bzw. im Bohrstock erkennbaren Hydromorphiemarken wie Marmorierung durch reduzierte und oxidierte Eisenverbindungen, Auftreten von Mangankonkretionen oder Bleichhorizonten und der Berücksichtigung von Klima (Unterscheidung von wechseltrocken und wechselfeucht) und Relief der Standorte (z.B. Hangwasserzug). Eine Einschätzung der Wasserversorgung hinsichtlich Trockenstress wie oben beschrieben erscheint zunächst überflüssig, da bei Stau- und Grundwassereinfluss in niederschlagsreicher Gebieten Wassermangel unwahrscheinlich ist und trockene Bereiche als „wechseltrocken“ ausreichend differenziert beschrieben werden können. Unberücksichtigt bleibt dabei, dass Hydromorphiemarken in einer vergangenen, feuchteren Klimaperiode entstanden sein können und die aktuellen Verhältnisse nicht korrekt wiedergeben. Bei zunehmenden Temperaturen und längeren Trockenperioden steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Stauwasserperioden verkürzt werden, Grundwasserflurabstände absinken und sich so das Wasserregime hydromorpher Standorte im Klimawandel ändert.

Die Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung muss damit zwei Herausforderungen bewältigen: Zum einen ist ein bayernweit einheitliches Vorgehen wünschenswert, dass einen Standortsvergleich auch über die Grenzen der Kartiergebiete ermöglicht und damit einheitliche Grundlagen für Empfehlungen von Baumartenwahl und Waldmanagement vorgibt. Zum anderen zeigt das lange als nahezu konstant angesehene Klima inzwischen einen deutlichen Trend hin zu wärmeren und zumindest phasenweise trockeneren Verhältnissen und beeinflusst so die Wasserhaushaltsbeurteilung. Dementsprechend soll durch den Einsatz deterministischer Wasserhaushaltsmodellierungen die Festlegung der Wasserhaushaltsziffer objektiv, nachvollziehbar, klimasensitiv und einheitlich erfolgen. Die hohe räumliche Auflösung der Standortskartierung kann so optimal mit den Möglichkeiten zeitlich hoch aufgelöster Wasserhaushaltsmodellierungen kombiniert werden. Darüber hinaus ist so eine Dynamisierung hinsichtlich der sich ändernden Klimabedingungen mit Hilfe von Szenarien möglich. Abbildung 8.1 zeigt das hierzu gewählte Vorgehen: Zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Wetterdaten werden zusammen mit Geländeinformationen aus digitalen Höhenmodellen, Informationen aus der Standortskartierung zu Substrat und standörtlichen Besonderheiten sowie physikalischen Bodenprofilanalysen zum Antrieb eines geeigneten Wasserhaushaltsmodells verwendet. Die Modellierung erfolgt explizit für jedes ausgewiesene Standortspolygon und folgt damit der durch die Standortskartierung vorgegebenen räumlichen Differenzierung. Um einen verzerrungsfreien Vergleich des Wasserhaushalts zwischen Standortseinheiten zu gewährleisten, werden hinsichtlich des Verdunstungsanspruchs einheitliche Standardbestände modelliert. Aus den Modellergebnissen wird regelbasiert der Standortswasserhaushalt klassifiziert, wobei das Trockenstressrisiko und der Einfluss von Stau- und Grundwasser in die Beurteilung mit einfließen (Weis et al., 2020, 2022; Weis & Wehberg et al., 2022).

Das Vorgehen kann zunächst nur auf die kartierten Flächen im Landkreis Nürnberger Land und die bayerischen Punkte der Bundeswaldinventur angewendet werden. Hier hat bereits eine Vereinheitlichung der Standortskartierung sowohl zwischen den Besitzarten (Staats-, Privat- und Körperschaftswald) als auch zwischen den Kartiergebieten stattgefunden (Weis et al., 2018). Eine einheitliche Verschlüsselung der Standortseigenschaften ist wesentliche Grundlage für eine regelbasierte Zuordnung von Bodenprofileigenschaften, die eine standortscharfe, bodenspezifische Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells erst ermöglichen.



Abbildung 8.1: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der Standortskartierung.

8.2 Methoden

8.2.1 Die forstliche Standortskartierung in Bayern

In Bayern basierte die Standortskartierung im Wald auf einem zweistufigen Vorgehen (Arbeitskreis Standortskartierung 2016). Ausgehend von Wuchsgebieten (geografisch-physiografische Einteilung), Wuchsbezirken (klimatische und petrographische Abgrenzung) und Teilwuchsbezirken (weitere klimatische und petrografische Differenzierung) wurden die Standortseigenschaften erfasst, in Standortsoperaten beschrieben sowie über Standortskodierung und Farbgebung in gedruckten oder digitalen Karten dargestellt. Die Beschreibung der Bodeneigenschaften erfolgte anhand von Beispielprofilen und Bohrstock-Einschlägen, idealerweise in einem Raster von 50 m auf 50 m. Beschrieben wurden Bodensubstrat (Bodenart mit Boden-Schichtungen), besondere Standortseigenschaften (z. B. Nährstoff-, Humus- oder Kalkgehalt) und der Wasserhaushalt. Die Ergebnisse der Kartierung in Form von Standortsoperaten beinhalteten eine ausführliche Beschreibung des kartierten Gebiets hinsichtlich Geologie, Klima, Vegetation, Boden und Standortseignung wichtiger Baumarten. In der Regel wurde (vor allem in jüngeren Kartierungen) eine Standortskodierung nach Tabelle 8.3 vorgenommen. Daneben existieren hiervon abweichende dreiziffrige und zweiziffrige Verschlüsselungen sowie Buchstaben-Zahlen-Kombinationen. Dementsprechend ist die Einteilung der Standorte in Kodierung und Beschreibung zwar im Gebiet eines Operats einheitlich, bayernweit aber nur bedingt vergleichbar.

Im bayerischen Staatswald begann die Kartierung der forstlichen Standorte bereits vor 1949 und erfolgte entweder für den Einzugsbereich der Forstämter oder auf Wuchsbezirksebene. Die Bearbeitung der Staatswaldflächen in Bayern dauerte mehrere Jahrzehnte und die regional unterschiedliche Verschlüsselung erschwerte eine Kartiergebiet übergreifende Standortsbeurteilung in der Waldbewirtschaftung. Nach ihrer Gründung 2005 vereinheitlichten die Bayerische Staatsforsten AöR (BaySF) deshalb die Systeme auf das dreistellige Ziffernsystem aus Tabelle 8.3. Zur Verschlüsselung weiterer in den Operaten und Karten dokumentierter Standortsmerkmale wurden Zusatzziffern für Substrat, Trophe, Wasserhaushalt, Humusform, Bodengenese, anthropogen Einflüsse, Lage, Geologie, Gefährdungen und Bodenmächtigkeit eingeführt. Die Standortskarten wurden digitalisiert und für die Darstellung in geografischen Informationssystemen (GIS) aufbereitet.

Tabelle 8.3: Standortskartierung in Bayern: dreiziffriges System (Arbeitskreis Standortskartierung 2016).

1.Ziffer: Bodenart und Schichtung	2. Ziffer: besondere Merkmale	3. Ziffer: Wasserhaushalt
0 Sand, Kies, Geröll, Fels-/Blockmosaik, Humuskarbonatböden	0 normal	0 (sehr) trocken
1 lehmiger Sand, sandiger Lehm	1 nährstoffarm, podsoliert	1 mäßig trocken, grundwechseltrocken
2 Lehm	2 nährstoffreich	2 mäßig frisch, grund-/hangfrisch
3 Feinlehm, Schlufflehm, Schluff	3 humusreich ¹	3 ziemlich frisch, frühjahrsfrisch, grundfrisch
4 milder Ton, Tonlehm, Kalkverwitterungslehm	4 Karbonat oberhalb 50 cm	4 (sehr) frisch, hangfrisch, grundfeucht
5 starker Ton (Deckschicht bis 10 (20) cm möglich)	5 Karbonat in 50-100 cm	5 hangwasserzügig, quellfrisch, wechselnd hangfeucht, (mäßig) hang (-wechsel) -feucht
6 Decksand & -lehm (Ton/Tonlehm in > 30 cm)	6 tiefgründig ²	6 (mäßig) wechseltrocken
7 Schichtsand (Ton/Tonlehm in 30-60 cm)	7 Verdichtung im Unterboden ³	7 mäßig wechselfeucht, schwach wechselfeucht
8 Schichtlehm (Ton/Tonlehm in 30-60 cm)	8 Hanglage	8 (stark) wechselfeucht, wechselnd feucht
9 Moor	9 Anmoorig ⁴	9 feucht (nass, staunass, quellnass)

¹Anteil organischer Substanz im Boden 5-30 % (Feuchtböden max. 15%) und Humus-Mineralbodenhorizont > 10 cm

²Ton(-lehm) tiefer als 60 cm; ³tiefer als 60 cm; ⁴Gehalt an organischer Substanz im Boden 15-30%

Außerhalb des Staatswalds ließ der Verein für forstliche Standortserkundung im Privat- und Körperschaftswald e.V. (VfS) zwischen 1984 und 2008 1,1 Millionen Hektar Wald kartieren. Standortsbeschreibung und Verschlüsselung folgte dem Vorgehen im Staatswald, so dass auch hier auf Kartiergebietsebene einheitliche, bayernweit aber nicht vergleichbare Standortskarten entstanden. Zusätzliche standörtliche Besonderheiten sind in den Operaten zwar beschrieben, wurden jedoch nicht wie im Staatswald ergänzend verschlüsselt. Die Ergebnisse wurden den Vereinsmitgliedern als Standortsoperat und Kartenausdruck zur Verfügung gestellt. Berechtigte Nutzer können Standorteinheiten, Kurzbeschreibungen, Luftbilder, Flurstückgrenzen und Baumarteneignungstabellen über den VfS Viewer Plus (<https://vfsviewer.vfs-muenchen.de/>, Canalejo et al., 2011) einsehen.

Zur bayernweiten und besitzübergreifenden Vereinheitlichung der Standortskarten wurde zwischen 2016 und 2018 ein Vorschlag erarbeitet, der unter Berücksichtigung der Zusatzziffern der BaySF Substrat, besondere Standortmerkmale und Wasserhaushalt in drei Doppelziffern verschlüsselt und daraus eine einheitliche Standortsbezeichnung ableitet. Die Doppelziffern erlauben einen deutlich höheren Informationsgehalt in der Standortsverschlüsselung und so eine genauere Differenzierung. Gegenwärtig ist das Verfahren für den Landkreis Nürnberger Land umgesetzt und bayernweit für die Punkte der Bundeswaldinventur getestet (Weis et al., 2018). In der Substrat-Doppelziffer entspricht die erste Stelle durchgehend der Substratziffer in Tabelle 8.3. Die Differenzierungsziffer (zweite Stelle) berücksichtigt die Substratziffer, im Staatswald die Zusatzziffern für Substrat, Bodengenese und Geologie sowie Substratinformationen aus Standortskurzbezeichnung und Operat. Die erste Stelle der Doppelziffer für besondere Standortmerkmale entspricht in der Regel der entsprechenden Ziffer im 3-Ziffern-System. Abweichend hiervon wurde die Ziffer „0“ für allgemeine Merkmale und nicht für „normale“ Standortsverhältnisse verwendet. Die Ziffer „9“ steht für Aueböden statt für „anmoorig“. Anmoor-Standorte werden stattdessen in der Substratdoppelziffer unter „90“ geführt. Die zweite Stelle berücksichtigt Informationen zu besonderen Standortmerkmalen aus der ursprünglichen Standortskodierung, die Zusatzziffern zu Trophie, Bodenmächtigkeit, Bodengenese, Geologie und anthropogenen Einfluss (im Staatswald) sowie Angaben aus der Standortskurzbezeichnung und wurde für folgende Attribute einheitlich belegt: nährstoffarm (1), nährstoffreich (2), humusreich (3), flachgründig (4), tiefgründig (5). In der Doppelziffer zur Beschreibung des Wasserhaushalts entspricht die erste Stelle der Wasserhaushaltseinteilung im 3-Ziffern-System. Die Merkmale „grundfrisch“ und „quellfrisch“ wurden abweichend unter Ziffer 4 (frisch) statt 3 (ziemlich frisch) und im geneigten Gelände unter 5 (hangwasserzügig) eingeordnet. Die Differenzierungsziffer berücksichtigt den Wasserhaushalt im 3-Ziffern-System, im Staatswald die Zusatzziffer Wasser und den dafür relevanten Teil der Standortsbezeichnung.

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurde jedem Polygon der Standortskartierung im Nürnberger Land ein Bodenprofil zugewiesen. Verwendung fanden dabei 161 regionale Bodenprofile, die hinsichtlich der Doppelziffern für Substrat, besondere Standortseigenschaften und Hydromorphie, ihrer Lage in Wuchsbezirk, Wuchsgebiet und geologischer Einheit (geologische Übersichtskarte 1:500000, GÜK 500), der Qualität ihrer Bodeninformationen und ihrer Entfernung vom Standortspolygon nach einem regelbasierten hierarchischen Verfahren zugeordnet wurden. Ziel war dabei, für jedes Standortspolygon das am besten geeignete Bodenprofil zu finden. Zusätzlich zu den Bodeninformationen wurden Höhenlage, Exposition und Hangneigung aus dem digitalen Geländemodell 1:25000

(DGM25) und die täglichen Klimadaten im 250 m Raster (Wehberg & Böhner, 2023) am Polygoncentroid abgegriffen. In der Standortskarte ausgewiesener Grundwassereinfluss wurde bei der Modellierung des Wasserhaushalts mitberücksichtigt.

8.2.2 Die Projektregion Nürnberger Land

Das Nürnberger Land ist ein bayerischer Landkreis Mittelfrankens östlich von Nürnberg mit einer Ausdehnung von 800 km², 170500 Einwohnern und einer Waldfläche von 387 km². Der Staatswaldanteil beträgt 39 % und liegt in den Forstbetrieben Nürnberg, Allersberg, Schnaittenbach und Pegnitz. Die Forstbetriebsgemeinschaft Nürnberger Land w. V. und das Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Roth-Weißenburg i. Bay. betreuen den Privat- und Körperschaftswald.

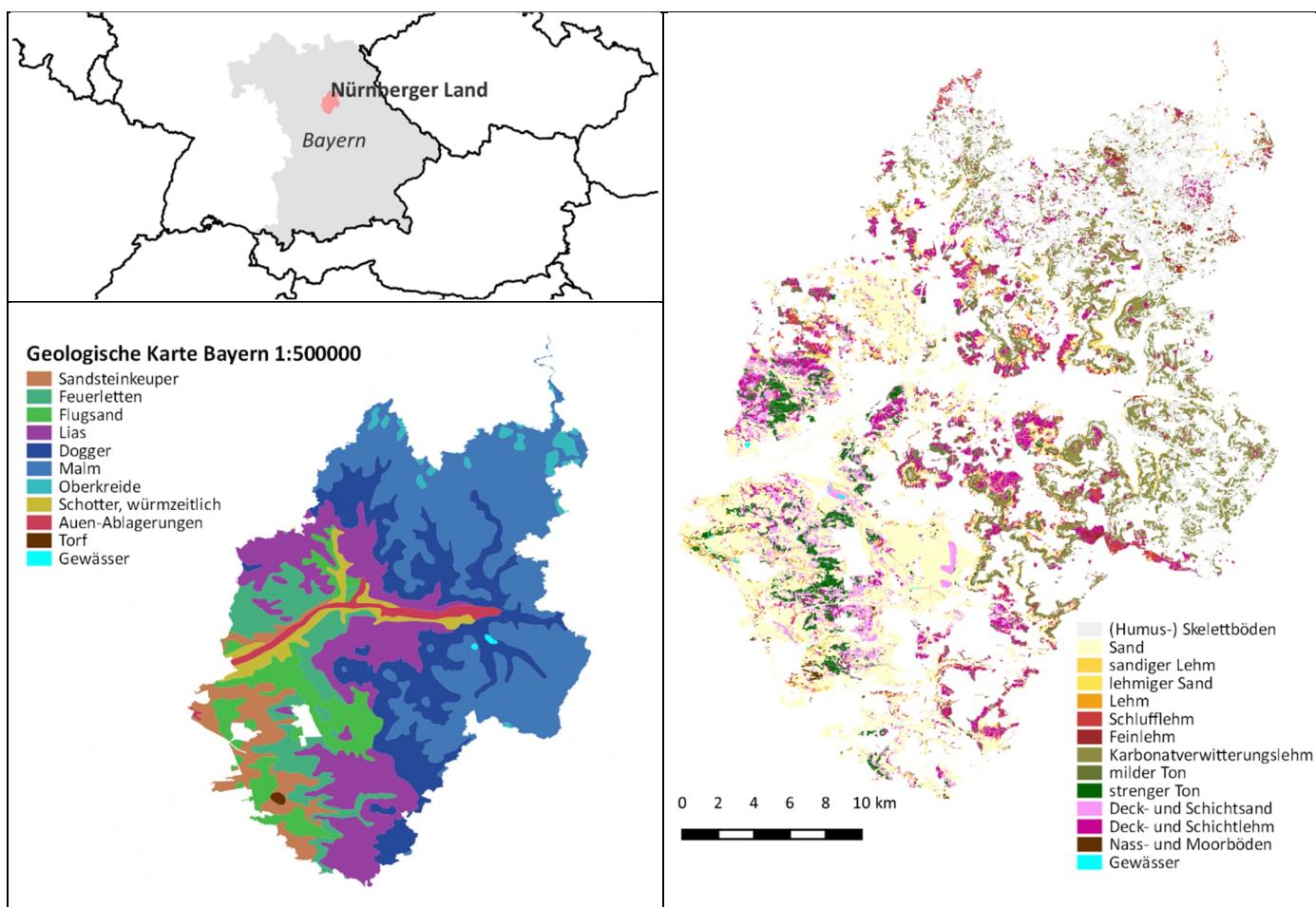


Abbildung 8.2: Lage, Geologie und Bodensubstrate im Landkreis Nürnberger Land.

Informationen zu Lage, Geologie und Boden finden sich in Abbildung 8.2. Geologisch gehört das Gebiet zum süddeutschen Schichtstufenland. Im Osten prägt der Sandsteinkeuper den Landkreis mit sandiger Verwitterung des Oberen Burgsandsteins und tonigen Substraten der Trossingen-Formation (Knollenmergel oder Feuerletten). Aus Sandsteinverwitterung entstanden teils podsolierte Braunerden und in Übergangsbereichen (Braunerde-) Pseudogleye und Gleye. Hier liegen etwa 9 % der Waldfläche des Nürnberger Lands, der Großteil (94 %) im Staatswald. Die Feuerletten Standorte dagegen sind geprägt durch strenge Tone, Schichtlehme und Schichtsande mit Braunerden, Braunerde-Pseudogleyen und Braunerde-Pelosolen, vereinzelt auch Gleyen und Pelosolen. Diese Standorte nehmen 13 % der Waldfläche des Nürnberger Lands ein und werden ebenfalls vornehmlich als Staatswald (77 %) bewirtschaftet. Östlich von Nürnberg bildeten Flugsande während der letzten Eiszeit teils mächtige Dünenfelder (12 % der Waldfläche, davon 85 % Staatswald). Hier dominieren Sande und anlehmige Sande meist als starker podsolierte Braunerden, bei hohem Grundwasserstand auch als Nassgleye. Im östlichen Landkreis schließt sich der süddeutsche Jura mit den Gesteinsfolgen Lias, Dogger und Malm an. Während Lias (Schwarzer Jura, 13 % der Waldfläche) und Dogger (Brauner Jura, 9 % der Waldfläche) mit (anlehmigen) Sanden, Schichtsanden, sandigen Lehmen und Tonlehmen hinsichtlich Substrat und Bodentyp sehr heterogen sind, finden sich im Malm (Weißer Jura, 33 %

der Waldfläche) vor allem Humuskarbonatböden und Dolomit-/Kalkverwitterungsböden mit den Bodentypen Felshumusboden, Rendzina und Braunerde-Terra fusca. Daneben kommen pseudovergleyte Braunerden und Parabraunerden dort vor, wo unterschiedlich starke Vermischungen von Solifluktions- und Lösslehm mit Kalkverwitterungsböden zu Feinlehmstandorten führten. Im Jura liegt der Großteil der Privat- und Körperschaftswälder. Der Staatswaldanteil beträgt nur 32 % im Lias, 14 % im Dogger und 9 % im Malm. Entlang der Pegnitz dominieren würmzeitliche Schotter und Auenablagerungen (3 % der Waldfläche) mit Braunerden, Braunerde-Podsolen, Braunerde-Pseudogleyen und Nassgleyen. Ganz im Nordosten des Nürnberger Landes auf 1 % der Waldfläche finden sich Braunerden und Para-Rendzinen aus Verwitterungen der Oberkreide.

Im Nürnberger Land herrschen mittlere bis warm-trockene Verhältnisse (Abbildung 8.3). Höhere Temperaturen und geringere Niederschläge finden sich im westlichen Teil des Landkreises und entlang des Pegnitztals, kühle und feuchte Bedingungen dagegen in den Juraerhebungen des östlichen Teils. Deutlich zu erkennen ist ein Temperaturanstieg um 1,3 °C zwischen den Klimanormalperioden 1991-2020 und 1961-1990. Die mittleren Jahresniederschlagssummen nahmen dabei nur geringfügig ab. Bemerkenswert sind allerdings die Verhältnisse der Jahre 2011-2020. Neben den nochmals deutlich höheren Temperaturen lagen hier auch die Niederschläge um durchschnittlich 100 mm niedriger. Besonders trocken waren dabei die Jahre 2012, 2015, 2018 und 2019 mit 2018 als trockenstem Jahr in der Periode 1961-2020. Weitere markante Trockenjahre waren 1964, 2003, 1976 und 1983. Der aktuelle Klimawandel ist damit im Nürnberger Land deutlich sichtbar und scheint sich in seiner Intensität hin zu warm-trockenen Verhältnissen noch zu beschleunigen.

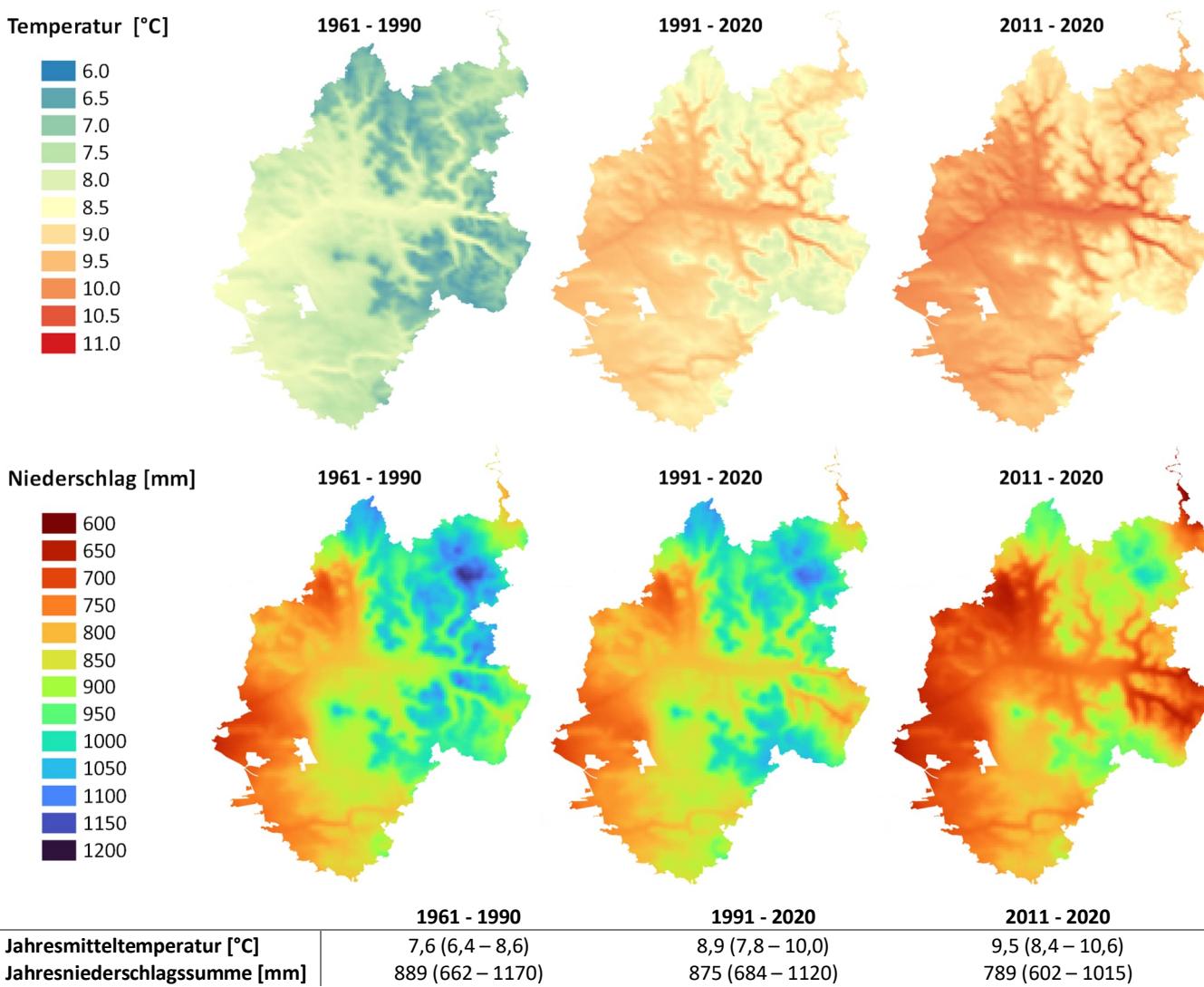


Abbildung 8.3: Durchschnittliche Jahresmitteltemperaturen (oben) und Jahresniederschlagssummen (unten) im Nürnberger Land.

8.2.3 Modellparametrisierung und Wasserhaushaltsindikatoren

Die Parametrisierung der Standortspolygone für die Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF-Brook90 erfolgte spezifisch hinsichtlich Lage (Exposition und Hangneigung), zugeordnetem Bodenprofil (Ermittlung der Mualem - van Genuchten Parameter aus Lagerungsdichte und Textur der Bodenhorizonte nach Wösten et al. 1999; Berücksichtigung des Skelettgehalts) und Baumart (vgl. Parametrisierung der Beispielbestände in Weis et al., 2023). Berücksichtigt wurden dabei Buche, Fichte, Kiefer und Eiche. Auf eine Modellierung von Douglasie wurde verzichtet, da sie in Bayern flächenmäßig nicht bedeutsam ist und eine Modellvalidierung für Douglasie aus Mangel geeigneter Monitoringflächen nicht möglich war. Mischbestände wurden gemäß Hammel & Kennel (2001) durch Mittelung der Modellergebnisse für die Einzelbaumarten simuliert, da eine direkte Modellierung von Baumartenkombinationen in LWF-Brook90 nicht vorgesehen ist. Alternativ wurden Modellierungen mit für die Mischbaumarten gemittelten, interzeptions- und transpirationsrelevanten Parametern erprobt, die aber bei deutlich höherem Arbeitsaufwand keine wesentlichen Verbesserungen brachten.

Trockenstressrisiko

Als maßgebliche Kenngröße für das Trockenstressrisiko wurde das mittlere Verhältnis zwischen tatsächlicher und potenzieller Transpiration (T/T_p) für eine Klimaperiode (in der Regel 30 Jahre) baumartenspezifisch dargestellt. Die Klassifizierung des Indikators orientierte sich an der Einteilung der Wasserhaushaltsansprache in der Standortskartierung nicht hydromorpher Standorte. Die Klassengrenzen ergaben sich dabei aus der Anzahl von Jahren mit einer Transpirationseinschränkung von 25 Prozent über einen Zeitraum von 30 Jahren (Tabelle 8.4). Diese Einteilung folgt bewusst einer nichtlinearen Abhängigkeit, bei der die Klassen mit einer in der Regel guten Wasserversorgung („mäßig frisch“ bis „sehr frisch“) deutlich feiner unterteilt sind als die trockenen Wasserhaushaltklassen.

Tabelle 8.4: Ableitung der Wasserhaushaltklassen aus der Anzahl theoretischer Trockenjahre und dem daraus abgeleiteten mittleren Verhältnis von tatsächlicher und potenzieller Transpiration T/T_p .

Wasserhaushaltklasse	Anzahl theoretischer Trockenjahre ($T/T_p = 0,75$) in 30 Jahren	Mittelwert T/T_p (von – bis)
sehr frisch	< 1	> 0,99167
frisch	1 bis < 3	> 0,975 – 0,99167
ziemlich frisch	3 bis < 6	> 0,95 – 0,975
mäßig frisch	6 bis < 12	> 0,90 – 0,95
mäßig trocken	12 bis < 18	> 0,85 – 0,90
trocken	18 bis < 30	> 0,75 – 0,85
sehr trocken	(≥) 30	≤ 0,75

Staunässe und Grundwassereinfluss

Hydromorphe Standorte sind gekennzeichnet durch zeitweise (Wechselfeuchte, Staunässe) oder ganzjährig (Grundwasser) wassergesättigte Verhältnisse in oder nahe der durchwurzelten Bodenschichten. Dem positiven Effekt der besseren Wasserversorgung steht dabei der Nachteil einer eingeschränkten Sauerstoffversorgung der Baumwurzeln gegenüber. Folge ist häufig die Einschränkung der Tiefendurchwurzelung mit höherer Anfälligkeit gegenüber oberflächennaher Bodenaustrocknung und Windwurf. Für die Forstpraxis ist die Ausweisung solcher Standorte dementsprechend äußerst wichtig. Sofern ausreichende Informationen aus der Beschreibung der Standortseinheit und den Bodenprofilanalysen vorlagen, wurden solche Verhältnisse im Wasserhaushaltsmodell nachgebildet. Hierzu wurden zunächst die Tage pro Jahr mit Wassersättigung in den modellierten Tiefenstufen gezählt. Wechselfeuchte wurde ausgewiesen, wenn im Modellierungsergebnis Böden durchschnittlich mehr als 20 Tage im Jahr in Tiefenstufen innerhalb der drei Tiefenbereiche 0-30 cm (stark wechselfeucht), 30-60 cm (mäßig wechselfeucht) und 60-90 cm (schwach wechselfeucht) mit Wasser gesättigt waren (vgl. Arbeitskreis Standortskartierung, 2016). Der Vorteil der modellhaften und damit auf physikalischen Gesetzmäßigkeiten basierenden Vorgehensweise ist die Möglichkeit Klimaveränderungen berücksichtigen zu können, insbesondere Änderungen in der Niederschlagsmenge und -verteilung. Eine Verschiebung des Niederschlagsregimes hin zu höheren Mengen außerhalb der Vegetationsperiode kann verstärkt Staunässe nach sich ziehen. Andererseits besteht die Möglichkeit, dass zunächst staunasse Standorte bei langfristig geringeren Regenfällen auch wieder ausreichende Luftversorgung für die Baumwurzeln gewährleisten. Schwierig ist allerdings die Abbildung solcher Verhältnisse, wenn stauende Bodeneigenschaften nicht durch die verfügbaren Bodenprofildaten gestützt werden oder in einer Bodeneinheit kleinräumig wechseln. LWF-Brook90 kann zeitweise Wassersättigung in Folge von stauenden Bodenschichten realistisch abbilden (Abbildung 8.4). Eine generell günstigere Wasserversorgung auch durch kapillaren Aufstieg wird ebenso modelliert wie die trotzdem mögliche sommerliche Bodenaustrocknung bei geringen Niederschlägen und hohen Temperaturen.

Dadurch wird eine Kombination der Indikatoren für Trockenstress und Staunässe möglich.

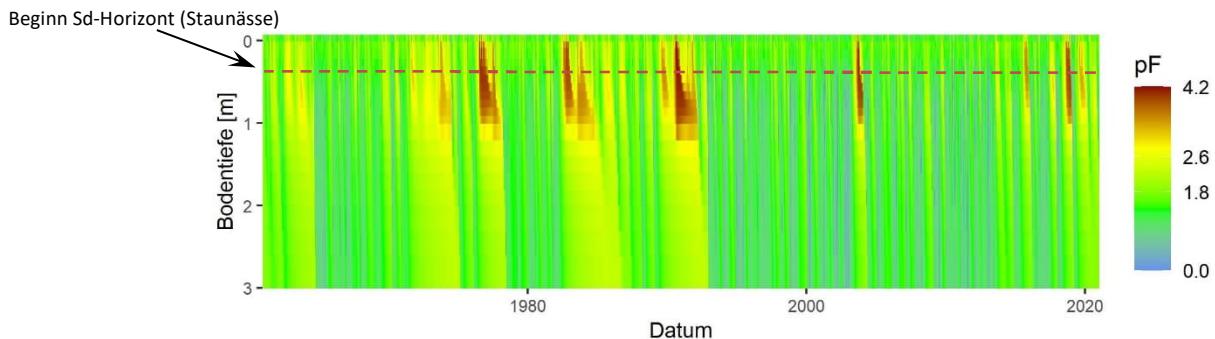


Abbildung 8.4: Zeitverlauf des pF-Werts für ein Staunässeprofil (Pelosol-Pseudogley) mit Sd-Horizont ab 43 cm Mineralbodentiefe.

Die Berücksichtigung von oberflächennahmen Grundwasser war in LWF-Brook90 zunächst nicht vorgesehen. Eine entsprechende Modellanpassung wurde im Projekt vorgenommen (Weis et al., 2023). Für die Standortskartierung im Nürnberger Land aktuell umgesetzt ist ein Vorgehen, dass bei der Wasserhaushaltsmodellierung für Standorte mit der Wasserhaushaltziffer 9 (vgl. Tabelle 8.3) in den untersten Tiefenstufen Wassersättigung erzeugt und dort die Durchwurzelung auf null setzt. Die Tiefe des anstehenden Grundwassers kann in der Modellparametrisierung verändert werden, gilt dann aber für den gesamten modellierten Zeitraum. Da keine flächendeckenden Informationen zum Grundwasserflurabstand der Standorte zur Verfügung standen, wurde einheitlich und konstant mit Wassersättigung in den sechs untersten Tiefenstufen (Grundwasser ab 1,4 m Mineralbodentiefe) modelliert. Grundwasserschwankungen abzubilden war so allerdings nicht möglich. Oberhalb der Grundwasserhorizonte variierten der Wassergehalt und der Bereich mit Wassersättigung in Abhängigkeit von Niederschlag, Evapotranspiration und Bodenart. Abbildung 8.5 zeigt die Auswirkung des gewählten Vorgehens auf den pF-Wert (dekadischer Logarithmus der Saugspannung in hPa) in einem sandigen (links) und schluffig-lehmigen (rechts) Bodenprofil.

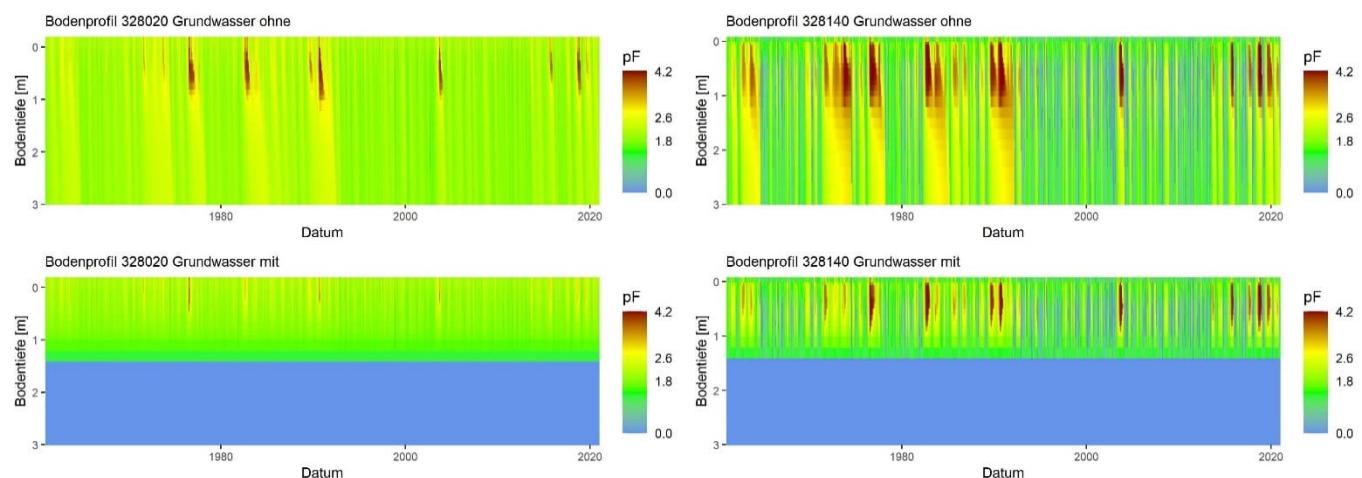


Abbildung 8.5: Einfluss von Grundwasser auf die Wasserhaushaltsmodellierung (links: schwach podsolierte Braunerde aus Sandsteinverwitterung; rechts: Braunerde aus Lössverwitterung über Braunerde-Terra-fusca).

Die Grundwassermodellierung führte zu konstant wassergesättigten Bedingungen ab dem in der Modellparametrisierung gewählten Grundwasserflurabstand. Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasserkörper reduzierte unter Berücksichtigung von Wasserleitfähigkeit und der Matrixpotentialdifferenzen zwischen den Bodenschichten die oberflächennahe Bodenaustrocknung, ohne aber die Möglichkeit von Trockenstress auszuschließen und unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften im Bodenprofil. Eine Beurteilung des Standortswasserhaushalts in Kombination von Trockenstress und Grundwassereinfluss wurde so möglich.

Tabelle 8.5 zeigt einen Vorschlag für die Farbgebung zur Darstellung von Wasserversorgung (Trockenstress) allein und in Kombination mit Staunässe und Grundwassereinfluss. Alternativ können hydromorphe Standorte als eigene Ebene visualisiert werden.

Tabelle 8.5: Vorschlag einer Farbgebung für die Darstellung des Standortswasserhaushalts im RGB Schema.

Wasserversorgung (Trockenstress)			Wasserversorgung und Staunässe			Wasserversorgung und Grundwasser					
R	G	B	R	G	B	R	G	B			
sehr frisch	0	130	170	sehr frisch, wechselfeucht	130	0	100	sehr frisch, Grundwasser	75	40	130
frisch	100	180	200	frisch, wechselfeucht	150	40	120	frisch, Grundwasser	100	70	150
ziemlich frisch	180	230	210	ziemlich frisch, wechselfeucht	170	80	140	ziemlich frisch, Grundwasser	125	100	170
mäßig frisch	230	250	190	mäßig frisch, wechselfeucht	190	120	180	mäßig frisch, Grundwasser	150	130	190
mäßig trocken	250	240	160	mäßig trocken, wechseltrocken	210	160	200	mäßig trocken, Grundwasser	175	160	210
trocken	240	160	80	trocken, wechseltrocken	230	200	220	trocken, Grundwasser	200	190	230
sehr trocken	200	70	80	sehr trocken, wechseltrocken	250	240	240	sehr trocken, Grundwasser	225	220	250
Alternative Einteilung hydromorpher Standorte			R	G	B						
schwach wechselfeucht (Stauhorizont in 60-90 cm)			250	190	230						
mäßig wechselfeucht (Stauhorizont in 30-60 cm)			230	100	200						
stark wechselfeucht (Stauhorizont in 0-30 cm)			170	0	130						
Grundwasser (ohne Unterscheidung)			75	40	130						

8.3 Ergebnisse

8.3.1 Standortswasserhaushalt und Klimawandel im Nürnberger Land

Unter Verwendung der von Wehberg & Böhner (2023) auf 250 m Rasterweite regionalisierten Klimadaten in täglicher Auflösung wurden für die Jahre 1961 bis 2020 Wasserhaushaltsmodellierungen für die Standortspolygone im Nürnberger Land durchgeführt. Tabelle 8.6 zeigt die Ergebnisse für gut wüchsige Bestände der Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer als mittlere Jahresflüsse der Klimaperiode 1991-2020. Mit angegeben ist das Verhältnis zwischen tatsächlicher und potenzieller Transpiration (Trockenstress). Die Größenordnung der Modellergebnisse erscheint plausibel und passt gut zu Werten aus der Literatur (Fleck et al., 2023; Baumgarten et al., 2014; Müller, 2009; Wellpott et al. 2005; Rothe et al., 2002; Peck et al., 1996). Die Gesamtverdunstung lag für Nadelbäume deutlich über den Ergebnissen für Laubbäume. Die vier Hauptbaumarten ordneten sich hierbei in der Reihenfolge Fichte – Kiefer – Eiche – Buche (abnehmende Evapotranspiration). Für den Sickerwasserfluss, der im Wesentlichen der Differenz aus Niederschlag und Gesamtverdunstung folgt, ergab sich folgerichtig die umgekehrte Reihenfolge.

Tabelle 8.6: Durchschnittliche modellierte Wasserflüsse (mm pro Jahr) im Nürnberger Land für die Klimanormalperiode 1991-2020

Parameter	Buche	Eiche	Fichte	Kiefer
Niederschlag			853	
Evapotranspiration	638	657	736	704
Interzeption	203	205	348	288
Bodenverdunstung	85	89	57	108
Transpiration T	350	363	331	307
potenzielle Transpiration T_p	393	404	344	312
Sickerwasserfluss	215	196	117	149
Transpirationsindex T/T_p	0.894	0.901	0.965	0.983

Anders verhielt es sich mit der Transpiration der Baumarten. Hier zeigten die Laubbäume höhere Jahrestranspirationsraten als Fichte und Kiefer. Die hohe Gesamtverdunstung der Nadelbäume erklärte sich demnach insbesondere bei Fichte vor allen aus der hohen Interzeption. Für Kiefer wurde außerdem eine höhere Bodenverdunstung modelliert, bedingt durch den geringeren Blattflächenindex und die damit zusammenhängende höhere Strahlungsenergie, die den Boden erreicht. Die höhere Transpiration der Laubbäume im Sommer führte häufiger zu Transpirationseinschränkung und entsprechend niedrigeren Transpirationsindizes. Buche und Eiche zeigten in der Testregion im Mittel ein sehr ähnliches Trockenstressrisiko, wobei die Baumarten sich in der Reaktion auf diesen Stress sicher unterscheiden. Bei Eiche wurden die geringfügig höheren Verdunstungsraten durch die tiefgründiger Durchwurzelung ausgeglichen. Fichte, mit einer gegenüber den Laubbäumen durchschnittlich um 50 mm geringeren potenziellen Transpiration, zeigte trotz der zur Modellierung verwendeten geringeren Durchwurzelungstiefe ein deutlich niedrigeres Trockenstressrisiko. Noch weniger trockenheitsanfällig war die Kiefer, die gegenüber Fichte eine geringere Transpiration zeigte und außerdem mit tiefreichender Durchwurzelung modelliert wurde.

Für die Darstellung des Standortsfaktors Wasserhaushalts wurde ein Mittelwert der Ergebnisse von Buche und Fichte verwendet. Dadurch unterblieb eine für die Forstpraxis möglicherweise verwirrende Darstellung der Einzelbaumarten. Gleichzeitig wurden so die in Bayern aktuell bedeutsamsten Laub- und Nadelbaumarten berücksichtigt

und im Mischbestand hohe Transpiration (Buche) mit hoher Interzeptions- und Gesamtverdunstung (Fichte) kombiniert. Die Modellergebnisse wurden hinsichtlich des Verhältnisses von tatsächlicher zu potenzieller Transpiration nach Tabelle 8.4 klassifiziert. Abbildung 8.6 zeigt die räumliche Verteilung der Wasserhaushaltklassen im Nürnberger Land für die Klimanormalperioden 1961 bis 1990 und 1991 bis 2020. Außerdem ist das warm-trockene Jahrzehnt 2011 bis 2020 mit abgebildet.

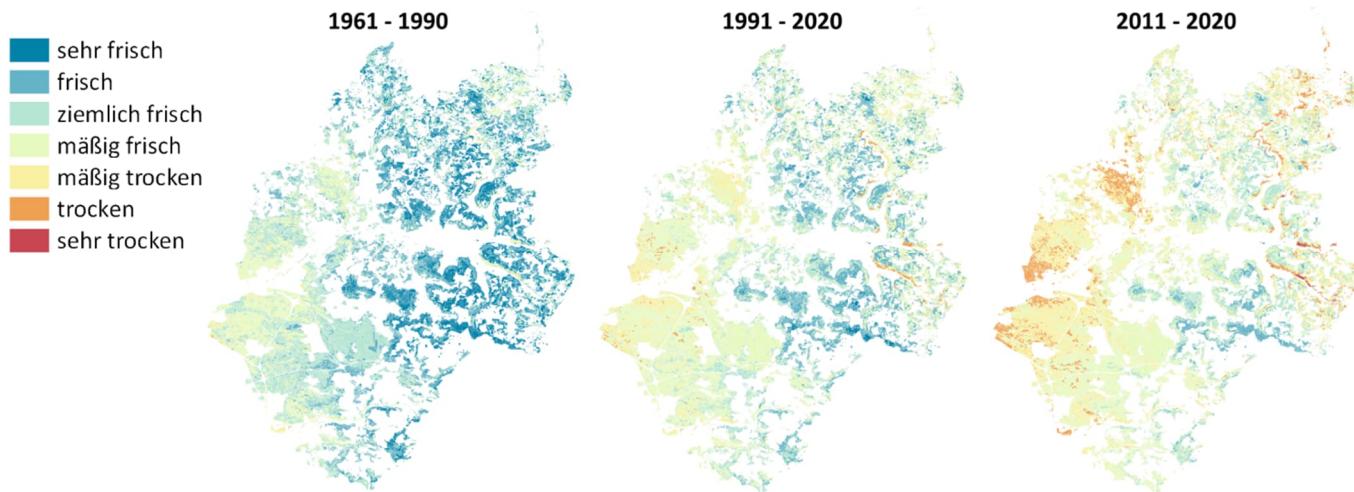


Abbildung 8.6: Modellierte Wasserhaushaltklassen (Trockenstressrisiko) im Nürnberger Land für die Klimanormalperioden 1961-1990 (links) und 1991-2020 (mitte) sowie das trockene Jahrzehnt 2011-2020 (rechts).

Deutlich zu erkennen ist ein Ost-West Gradient im Nürnberger Land. Bedingt durch die Juraerhebungen im Ostteil führten die dort niedrigeren Temperaturen und höheren Niederschläge zu einer besseren Wasserversorgung. Hinzu kommt, dass im Westen sandige Böden aus Verwitterung von Keuper-Sandsteinen dominieren, während im Osten Kalkverwitterungslehme des Juras teilweise mit Alblehmüberdeckung vorherrschen. Gut zu erkennen sind auch die trockenen Verhältnisse dort im Jura, wo Humuskarbonatböden auf südexponierte Hanglagen treffen. Über alle Standorte hinweg war eine deutliche und realistische Abhängigkeit des Trockenstressrisikos von Klima (Temperatur, Niederschlag), hydraulischen Bodeneigenschaften (Wasserspeicher- und Sickerfähigkeit) und Lageverhältnissen (Exposition, Hangneigung) erkennbar. Die Abhängigkeiten entsprachen dabei gut den weiter unten bayernweit auf Basis der bayerischen Punkte der Bundeswaldinventur abgeleiteten Beziehungen.

Das Ziel den Standortswasserhaushalt in Abhängigkeit von sich ändernden Klimabedingungen darzustellen, wurde durch das gewählte Vorgehen dementsprechend voll umgesetzt. Die dynamische Zuweisung von Wasserhaushaltklassen während der aktuell fortschreitenden Klimaänderung wurde bereits beim Vergleich der Klimanormalperioden 1961 bis 1990 (Abbildung 8.6 links) und 1991 bis 2020 (Abbildung 8.6 Mitte) deutlich. Im Nürnberger Land resultiert hieraus ein Temperaturanstieg von im Mittel 7,6 °C (6,4 – 8,6) auf 8,9 °C (7,8 – 10,0). Der Niederschlag sank dagegen leicht von 889 mm (662 – 1170) mm auf 875 mm (684 – 1120), was einen Anstieg der Flächenanteile von Standorten mit mittlerer und schlechter Wasserversorgung zur Folge hatte (Tabelle 8.7). Im Durchschnitt verschoben sich die Wasserhaushaltklassen um etwa eine Stufe hin zu trockeneren Bedingungen. Abzulesen war dies auch in den Mittelwerten des Verhältnisses von tatsächlicher zu potenzieller Transpiration, der von 0,97 auf 0,94 abnahm. Besonders anfällige Standorte wie südexponierte Humuskarbonatböden reagierten dabei am stärksten.

Tabelle 8.7: Verschiebung der Flächenverteilung von Wasserhaushaltklassen im Nürnberger Land mit dem Klimawandel.

Wasserhaushaltklasse	1961-1990	1971-2000	1981-2010	1991-2020	2011-2020	2018-2020
sehr frisch	21.48 %	20.00 %	11.55 %	1.23 %	0.03 %	0.01 %
frisch	22.05 %	23.39 %	22.34 %	17.87 %	4.11 %	0.03 %
ziemlich frisch	32.44 %	33.59 %	31.03 %	19.13 %	17.48 %	2.51 %
mäßig frisch	21.79 %	20.49 %	31.34 %	46.84 %	34.18 %	17.19 %
mäßig trocken	2.06 %	2.33 %	3.25 %	12.73 %	32.80 %	19.71 %
trocken	0.05 %	0.08 %	0.37 %	2.07 %	10.88 %	42.81 %
sehr trocken	0.01 %	0.01 %	0.01 %	0.02 %	0.40 %	17.63 %

In Tabelle 8.7 mit aufgeführt sind auch die Verteilungen der 30-jährigen Klimaperioden 1971-2000 und 1981-2010. Die deutliche Verschlechterung der Standortswasserversorgung erfolgte demnach vor allem nach Beginn des einundzwanzigsten Jahrhunderts. So lagen selbst gegenüber der bereits deutlich wärmeren Klimanormalperiode

1991 bis 2020 die Temperaturen in den zehn Jahren zwischen 2011 und 2020 im Nürnberger Land nochmals um 0,6 °C höher und im Mittel bei 9,5 °C (8,4 – 10,6). Der Niederschlag lag mit 789 mm (602 – 1015) etwa 100 mm niedriger, der mittlere Stressparameter mit 0,91 drei Prozentpunkte unter dem dreißigjährigen Mittel. Die Wasserversorgung von mehr als 40 % der Standorte war nicht mehr ausreichend (Wasserhaushaltklassen „mäßig trocken“ und trockener in Tabelle 8.7). Die Situation verschärfte sich nochmals für die Jahre 2018 bis 2020. Für diese Jahre lagen die Temperatur und der Niederschlag im Nürnberger Land im Mittel bereits bei 10 °C, bzw. nur noch bei 720 mm. Der Stressparameter fiel auf 0,83 und der Anteil von Standorten der Wasserhaushaltklasse mäßig trocken oder schlechter stieg auf 78 %. Wird der Stressparameter als Maß herangezogen, war 2018 das trockenste Jahr im Nürnberger Land seit 1961 (Beginn der Wasserhaushaltsmodellierungen im Projekt), 2019 lag auf Rang 8. Für den Modellierungszeitraum existierte kein Dreijahresmittelwert, der unter dem der Jahre 2018 bis 2020 lag. Nicht verwunderlich sind deshalb auch Meldungen der Forstbetriebe, die neben verstärktem Borkenkäferbefall an Fichte seit 2018 auch vom Absterben von Einzelbäumen primär durch Hitze und Trockenheit berichten. Dies betraf vermehrt auch die Baumarten Buche und Kiefer, die bisher als widerstandsfähig gegenüber dem Klimawandel galten. Auch wenn die Verhältnisse von Einzeljahren oder kurzen Zeitperioden eher das Wetter und im Gegensatz zu den 30-jährigen Klimanormalperioden nicht das Klima abbilden, muss in Zukunft davon ausgegangen werden, dass solche extrem warm und trockenen Verhältnisse öfter und vermehrt auch in aufeinanderfolgenden Jahren auftreten (Ahrends et al. 2023). Als Konsequenz ist auch das flächige Absterben ganzer Bestände nicht mehr auszuschließen.

8.3.2 Wasserhaushalt hydromorpher Standorte im Nürnberger Land

Den Vorteil für die Forstpraxis gleichzeitig Trockenheitsanfälligkeit, Wechselfeuchte und Grundwassereinfluss von Standorten darstellen zu können verdeutlicht Abbildung 8.7. Bei veränderten Klimabedingungen können sowohl Wasserverfügbarkeit als auch Auftreten und Stärke von Wechselfeuchte variieren. Auch Grundwasserstandorte tendierten in Folge der Klimaveränderung zu stärkerer Austrocknung im Oberboden.

Die Dreiteilung der Legende in nicht hydromorphe, wechselfeuchte und grundwasserbeeinflusste Standorte bei Beibehaltung der sieben Wasserhaushaltklassen (Abbildung 8.7 oben) ermöglicht eine Darstellung dieser komplexen Verhältnisse. Wechselfeuchte wurde hier nur für mäßig und stark wechselfeuchte Bereiche berücksichtigt, schwach wechselfeuchte Standorte farblich nach dem Trockenstressrisiko unterschieden. Nachteil der Darstellungsweise ist eine farblich sehr stark differenzierte Karte, die den schnellen Überblick des Standortswasserhaushalts erschwert. Eine weniger komplexe Alternative orientiert sich am bisherigen Vorgehen in der bayerischen Standortskartierung (Abbildung 8.7 unten). Hier wird Grundwassereinfluss und Wechselfeuchte (hier unterteilt nach der Lage des Stauhorizonts in schwach, mäßig und stark) dominant dargestellt und das Trockenstressrisiko nur für nicht hydromorphe Standorte gezeigt. Erhalten bleibt dabei das Verschwinden oder neu Auftreten wechselfeuchter Standorte im Klimawandel. Die Trockenheitsanfälligkeit hydromorpher Standorte wird jedoch nicht differenziert. Ebenfalls möglich sind Kombinationen beider Varianten, bei denen zum Beispiel für hydromorphe Standorte die sieben Wasserhaushaltklassen auf zwei (alle frischen und alle trockenen Klassen) oder drei („sehr frisch“ bis „ziemlich frisch“, „mäßig frisch“ und „mäßig trocken“, „trocken“ und „sehr trocken“) reduziert werden. Die Entscheidung der günstigsten Darstellungsweise sollte dabei zusammen mit der Forstpraxis erfolgen.

Im Kartenausschnitt wird deutlich, dass auch in der eigentlich wärmeren und trockeneren Klimanormalperiode 1991-2020 die Modellergebnisse an manchen Standorten stärkere Tendenzen zu Wechselfeuchte nahelegten, obwohl in direkter Nachbarschaft die erwarteten eher trockeneren Verhältnisse aufschienen. Ursache waren etwas höhere Niederschläge vor allem im Winterhalbjahr bei gleichzeitig nur leicht stauenden Eigenschaften in den dort zugeordneten Bodenprofilen. Insgesamt wurden im Nürnberger Land in der feuchteren und kühleren Klimanormalperiode 1961-1990 deutlich mehr Standorte als staunässebeeinflusst eingestuft. Der Flächenanteil von Standorten, die für 1991-2020 aber nicht für 1961-1990 als wechselfeucht modelliert wurden, betrug nur 3 % aller in mindestens einer der beiden Klimanormalperioden so bezeichneten Standorte. Die Zuordnung von Staunässeeinfluss zur Standorteinheit erfolgte dabei anhand der Tage mit Wassersättigung in verschiedenen Bodenschichten, wobei ein fester Grenzwert von durchschnittlich mindestens 20 Tagen pro Jahr festgelegt wurde. Eine weitere Differenzierung hinsichtlich der Gesamtzahl von Tagen mit Wassersättigung oder der Länge von Staunässeperioden erfolgte bisher nicht. Dadurch genügten moderate Änderungen im Niederschlagsregime, um die Einschätzung der Wechselfeuchte in unterschiedlichen Klimaperioden zu verändern.

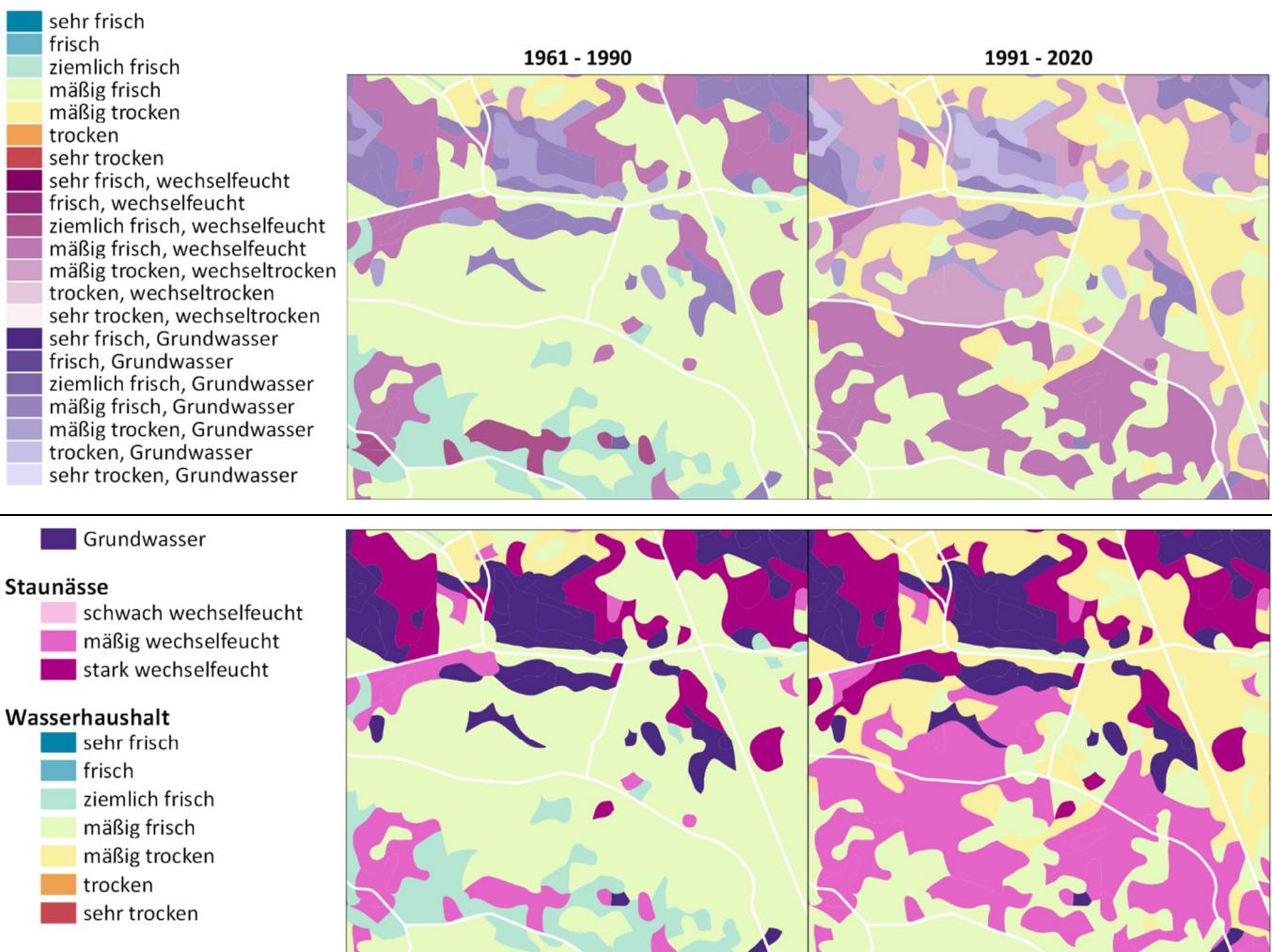


Abbildung 8.7: Vorschlag zur kombinierten Darstellung von Wasserhaushalt (Trockenstressrisiko), Staunässe und Grundwassereinfluss. Oben: Wasserhaushalt für alle Standorte mit entsprechender Unterteilung bei Staunässe und Grundwassereinfluss; Lage des Stauhorizonts nicht berücksichtigt. Unten: Grundwassereinfluss un gegliedert; Staunässe unterteilt gemäß Lage des stauenden Horizonts: 60-90 cm Tiefe (schwach), 30-60 cm (mittel), 0-30 cm (stark); Trockenstressrisiko (Wasserhaushalt) nur für nicht hydromorphe Standorte.

8.3.3 Beurteilung des Standortswasserhaushalts für die bayerischen Punkte der Bundeswaldinventur

Zur Plausibilitätskontrolle der Neubeurteilung des Standortswasserhaushalts in Bayern wurde der Einfluss von Klima, Boden und Relief statistisch getestet. Für eine bayernweit repräsentative Aussage fanden Wasserhaushaltsmodellierungen an denjenigen Punkten der Bundeswaldinventur (BWI) in Bayern Verwendung, für die Informationen aus der Standortskartierung vorlagen. Die Standortseinheiten wurden dabei in einem Umkreis mit Radius 10 m an den Traktecken abgegriffen. Unterschiedliche Standortseinheiten im Probekreis wurden getrennt modelliert. Insgesamt standen 9257 Datensätze von 5124 Traktecken und 1959 Trakten (BWI-Punkten) zur Verfügung. In einem generalisierten additiven Modell wurden die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur, die mittlere Jahresniederschlagssumme, die nutzbare Feldkapazität bis 1 m Tiefe, Hangneigung und Exposition zur Vorhersage der neu gebildeten Wasserhaushaltsklassen (vgl. Tabelle 8.4) genutzt. Bezugszeitraum war die Klimanormalperiode 1991-2020. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 8.8. Der Anteil erklärter Devianz (R^2_{adj}) im Gesamtmodell lag bei 0,829. Alle verwendeten Einflussfaktoren zeichneten höchst signifikant. Das Verhalten der einzelnen Faktoren entsprach dabei den Erwartungen: Die Abhängigkeit von Temperatur und Niederschlag verlief in kühlen und feuchten Regionen indifferent, zeigte aber bei Jahresmitteltemperaturen oberhalb 8,5 °C bzw. Jahresniederschlägen von weniger als 950 mm eine deutliche Tendenz hin zu trockeneren Verhältnissen. Für Böden mit hoher nutzbarer Feldkapazität, war das Trockenstressrisiko gering. Unter einer nutzbaren Feldkapazität von 230 mm zeigte sich dagegen ein deutlicher negativer Zusammenhang zur Wasserversorgung. Der Einfluss des Reliefs differenzierte zusätzlich, allerdings durchschnittlich nur um etwa eine halbe Wasserhaushaltsklasse. Die Wasserversorgung wurde dabei bei Süd-Exposition und 25-30° Hangneigung am deutlichsten reduziert.

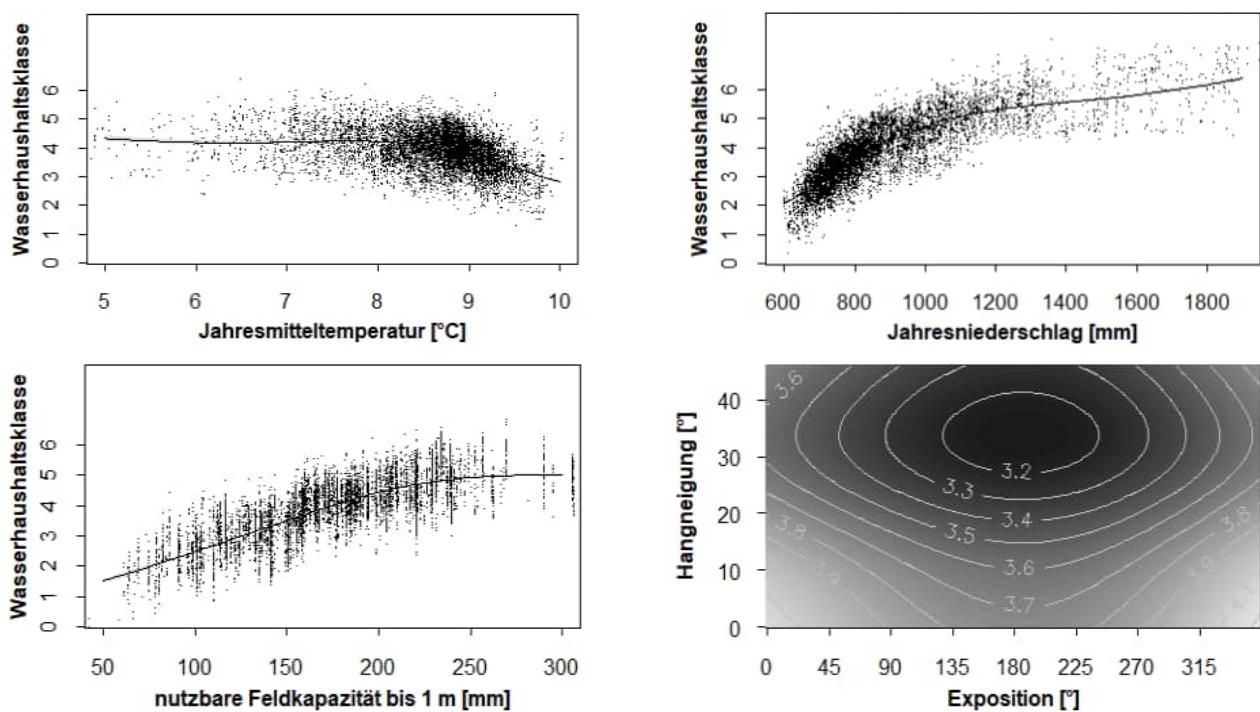


Abbildung 8.8: Einfluss von Temperatur, Niederschlag, nutzbarer Feldkapazität und Relief auf die an den bayerischen BWI-Punkten modellierten Wasserhaushaltssklassen (von 0: sehr trocken bis 6: sehr frisch).

Zur weiteren Überprüfung des Vorgehens wurden die modellierten Wasserhaushaltssklassen mit dem Wachstum der Bäume an den bayerischen BWI-Punkten verglichen. Die Bestimmung der Oberhöhen im Alter 100 für die Baumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer erfolgte nach Weis & Köhler (2018) aus den verfügbaren Inventurdaten (Riedel et al., 2017). Die Werte wurden baumartenspezifisch auf den Mittelwert aller Traktecken normiert und ein durchschnittlicher Oberhöhen-Index für alle an einer Traktecke vorkommenden Baumarten gebildet. Abbildung 8.9 zeigt Median und Streuung des Oberhöhen-Indexes in den modellierten Wasserhaushaltssklassen.

Median	0,9718	0,9882	1,0249	1,0444	1,0692	1,0533
Punkte BWI/Standort	535	850	2218	1654	1731	1315
Sig. ($p < 0,001$)	a	a	b	c	d	cd

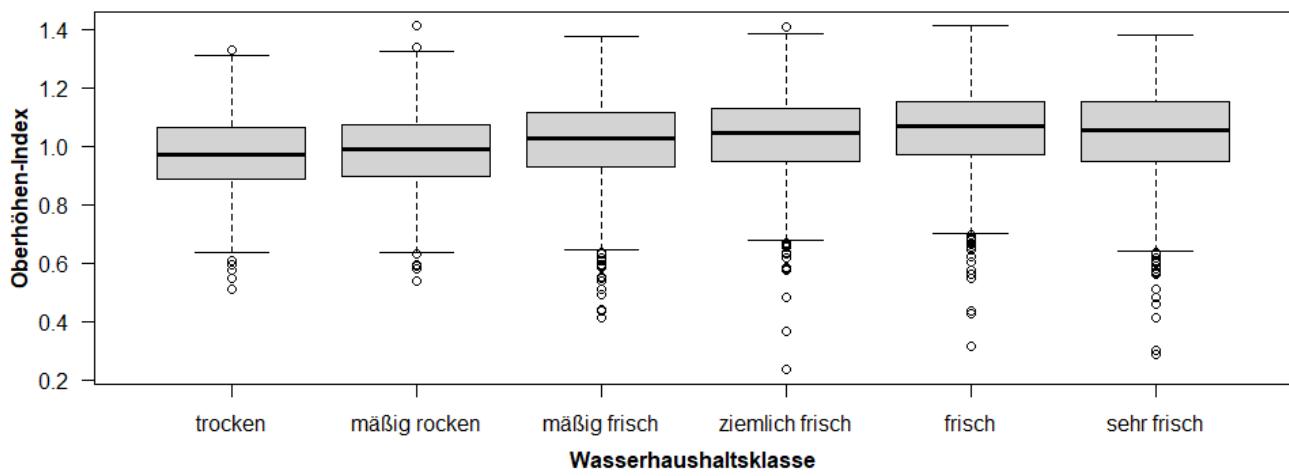


Abbildung 8.9: Modellierte Wasserhaushaltssklasse (Bezugsraum 1961-2020) und Oberhöhen-Index der bayerischen BWI-Punkten. Die Buchstaben a-d bezeichnen signifikante Unterschiede zwischen Wasserhaushaltssklassen (gleiche Buchstaben: Unterschied nicht signifikant).

Zur Klassenbildung wurde abweichend von den Klimanormalperioden der Modellierungszeitraum 1961 bis 2020 verwendet, um mittlere Klimabedingungen für das langfristige Baumwachstum zu berücksichtigen. Durch den Einfluss weiterer Standortsfaktoren wie Klima und Nährstoffversorgung sowie waldbaulicher Effekte war die Streuung innerhalb der Wasserhaushaltssklassen hoch. Dennoch ergaben sich im Wilcoxon Rangsummentest (Wilcoxon, 1945; Pairwise Wilcoxon Rank Sum Tests, R Package stats Version 4.1.3), der auf Grund der fehlenden Normalverteilung

der Oberhöhen-Indexwerte innerhalb der Wasserhaushaltsklassen (Shapiro-Wilk Normality Test, R Package stats Version 4.1.3) gewählt wurde, teilweise höchst signifikante Unterschiede zwischen den Wasserhaushaltsklassen (vgl. Buchstaben a-d in Abbildung 8.9). Die günstigsten Wuchsbedingungen bot demnach die Wasserhaushaltsklasse „frisch“. Hin zu trockeneren Standorten nahm die Wuchsleistung um durchschnittlich 2 % pro Wasserhaushaltsklasse ab. Auch sehr frische Standorte zeigten ein etwas geringeres Wachstum. Hier wirken die vielen Regentage mit einem geringen Strahlungsangebot und die häufige Wassersättigung im Boden mit potenziell schlechterer Sauerstoffversorgung der Wurzeln limitierend. Außerdem treten „sehr frische“ Standorte häufig in den höheren Lagen der Mittelgebirge und der bayerischen Nordalpen auf, wo niedrigere Temperaturen und die kürzere Vegetationszeit ebenfalls wachstumshemmend wirken. Insgesamt erscheint der Zusammenhang zwischen Wasserhaushaltsklasse und Waldwachstum logisch nachvollziehbar und bestätigt die Plausibilität von Wasserhaushaltsmodellierung und Klasseneinteilung.

8.4 Diskussion

Die Wasserhaushaltmodellierungen im Nürnberger Land und an den bayerischen Punkten der Bundeswaldinventur konnten belegen, dass ein objektives und nachvollziehbares Verfahren für eine bayernweit einheitliche Neubeurteilung des Wasserhaushalts auf Basis der forstlichen Standortskartierung praxistauglich ist. Die vor Ort erhobenen Standortinformationen sind bei Standortsabgrenzung und Bodenprofilauswahl von großer Bedeutung und werden durch die Kombination mit Klimadaten, Reliefparametern, Bodenanalysen und Wasserhaushaltsmodellierungen zusätzlich in Wert gesetzt. Die gezeigten Ergebnisse zur Trockenheitsanfälligkeit von Standorten belegen die gute Differenzierung von Standortseinheiten und die realistische Abbildung des Einflusses von Klima-, Relief- und Bodeneigenschaften. Insbesondere Klima und Klimaänderungen finden gegenüber der Experten basierten Einschätzung zum Zeitpunkt der Standortsaufnahme bessere Berücksichtigung. Der Einfluss von Grundwasser und Staunässe ist prinzipiell gut zusammen mit dem Trockenstressrisiko abbildungbar, was in Zukunft bei möglicherweise sinkenden Grundwasserständen und dem Rückgang des Stauwassereinflusses bei stärkerer Bodenaustrocknung Bedeutung gewinnen wird. Auch das Höhenwachstum der Bäume bestätigt die vorgenommene Neueinteilung der Wasserhaushaltsklassen mit schlechterem Wachstum hin zu trockenen und sehr frischen Verhältnissen.

Die Neubeurteilung des Standortswasserhaushalts über Wasserhaushaltsmodellierung und auf Grundlage physikalischer Gesetzmäßigkeiten birgt aber auch einige Probleme. Der Einsatz gemessener Wetter- und Klimadaten in täglicher Auflösung ermöglicht zwar die Berücksichtigung von Trockenperioden und Starkniederschlagsereignissen sowie die Abbildung verschiedener durch Messdaten belegter Zeiträume und zukünftiger Klimaszenarien (Weis et al. 2022, Wellpott et al., 2022; Wellpott et al., 2023). Allerdings führt dies zu einer starken Abhängigkeit von der Qualität der meteorologischen Messungen, der Regionalisierungsverfahren und Klimaprognosen. Gerade beim Niederschlag, dessen Menge und zeitlich-räumliche Verteilung die Modellergebnisse stark beeinflusst, kann es lokal zu einer unzureichenden Genauigkeit kommen. Hier spielen insbesondere die in die Regionalisierung eingeflossenen orografischen Effekte wie Steigungsregen oder geringere Niederschläge in Leelagen von Erhebungen eine Rolle (Böhner & Bechtel, 2018; Karger et al., 2017).

Ähnlich hoch ist die Abhängigkeit des modellierten Wasserhaushalts von Wasserspeicherfähigkeit und Versickerungsgeschwindigkeit der den Standortseinheiten zugeordneten Bodenprofile. Da bayernweit nur etwa 2000 gut analysierte Bodenprofile zur Verfügung stehen, kann es bei lokal wichtigen aber selten beprobten Substraten zu einer ungenügend repräsentativen Belegung mit Bodenprofilanalysen kommen. Im Nürnberger Land war dies zum Beispiel bei den Schichtsanden der Fall. Dort führte die begrenzte Auswahlmöglichkeit innerhalb der zur Verfügung stehenden Bodenprofile zu einer häufig nur schwachen Abbildung des typischen Staunässeeffekts. Idealerweise sollten Bodenprofildaten für schlecht repräsentierte Standortseinheiten durch Neubeprobung ergänzt werden. Alternativ ist auch die Möglichkeit zu erwägen, geeignete synthetische Bodenprofile über die Kombination von Hori-zontaldata verschiederter Profile zu erzeugen (vgl. z.B. Gehrt et al., 2021).

Einige Sonderstandorte können mit LWF-Brook90 nicht adäquat abgebildet werden. Das betrifft zum einen Quellen, Rinnen, Mulden oder Senken, wo seitlicher Wasserzufluss eine wesentliche Rolle spielt. Das Wasserhaushaltsmodell kann zwar den seitlichen Abfluss im geneigten Gelände modellieren, ein netto Wasserzufluss in ein Standorts-polygon ist bisher im Modell jedoch nicht umgesetzt. Hier müssen die in Standortsbeschreibung und Operat fest-gehaltenen Informationen aus der Kartierung vor Ort zusätzlich in die Standortsbeurteilung einfließen. Dies gilt auch für Moore und Nassböden, die durch sehr hoch anstehendes Grundwasser charakterisiert sind. Die bisher durchgeführte Modellierung des Grundwassereinflusses mit einheitlichem Grundwasserflurabstand entspricht hier

nicht den realen Gegebenheiten. Die Höhe des Grundwasserkörpers sollte dementsprechend über Informationen aus Standortskartierung und aktuellen Grundwasserflurabstandskarten standortspezifisch parametrisiert werden.

Sowohl die Wasserhaushaltseinschätzung der Standortskartierenden als auch die hier vorgestellte Beurteilung über standortspezifische Wasserhaushaltsmodellierungen sind sicher nur Annäherungen an die tatsächlichen Verhältnisse. Allein die Tatsache, dass die Kartierung eine regionalspezifische, die Modellierung dagegen eine bayernweit einheitliche Beurteilung des Wasserhaushalts darstellt, muss zu Verschiebungen im Standortswasserhaushalt führen. Werden die etwas feuchteren Klimabedingungen während der Standortskartierung herangezogen, ergab die Neubeurteilung des Trockenstressrisikos im Nürnberger Land für 65 Flächenprozent der Standortspolygone ohne nennenswerten Einfluss von Grund- und Stauwasser (drei Viertel der Waldfläche) feuchtere Verhältnisse als in der Standortskartierung. Nur 2 % wurden trockener dargestellt und 20 % zeigten im Modell Staunässeeinfluss. Die Beurteilung des Niederschlagsregimes 1961-1990 für die Waldfläche im Nürnberger Land stützt dabei eher eine günstigere Wasserversorgung. Bei 663-1170 mm durchschnittlichem Jahresniederschlag, verzeichneten nur 2,3 % der Waldfläche weniger als 700, 28 % 700 bis 800, 50 % 800 bis 1000 und 20 % mehr als 1000 mm Niederschlag. Während die Standortskartierung hauptsächlich „mäßig trockene“ und „mäßig frische“ Standorte ausweist, ergaben die Wasserhaushaltsmodellierungen für die Klimanormalperioden 1961-1990 vor allem „frische“, „ziemlich frische“ und „mäßig frische“ Standorte und für 1991-2020 bevorzugt „mäßig frische“ Standorte. Damit passt die Einschätzung der Standortskartierung besser zur aktuellen Klimanormalperiode als zum Klima während der Kartierung. Vor allem Humuskarbonatböden und Kalkverwitterungslehme zeigten in der Neubeurteilung bessere Wasserversorgung. Gerade diese Böden kommen in den niederschlagsreichen Höhenlagen der Juraerhebungen vor. Eine Unterschätzung des Niederschlagseinflusses durch die Standortskartierung ist hier wahrscheinlich, so dass Böden mit geringerer nutzbarer Feldkapazität durch hohen Skelett- oder Tongehalt zu schlecht beurteilt wurden. Allerdings ist eine leichte Überschätzung der Niederschlagsmengen in den zur Wasserhaushaltsmodellierung verwendeten Klimadaten nicht auszuschließen (Wehberg & Böhner, 2023). Gerade das kleinräumig stark reliefierte Gelände im Jura mit lokalen orografischen Effekten birgt Probleme für die Regionalisierung von Niederschlagsmenge und -verteilung. Die niederschlagsreichen Bedingungen führten in der Modellierung allerdings auch dazu, das skelettreiche Humuskarbonatböden bei geringem Porenvolumen und trotz hoher Wasserleitfähigkeit teilweise als wasserstauend ausgewiesen wurden. Dasselbe gilt für die milden Tone der Kalkverwitterungslehme, die trotz des hohen Tongehalts auf Grund der guten Aggregatbildung bei hohen Calcium- und Magnesiumgehalten eigentlich als gut wasserleitend und damit wenig wasserstauend gelten (Rehfuss, 1981). Die zur Wasserhaushaltsmodellierung verwendete Abbildung der bodenhydraulischen Eigenschaften über die Pedotransferfunktion HYPRES (Wösten et al., 1999) kann eine solche Differenzierung innerhalb der Tonböden leider nicht leisten. Neben den Karbonatböden der Jura-Hochlagen werden auch Sande, sandige Lehme, Schluffe und Schichtlehme deutlich, Schichtsande etwas weniger anfällig hinsichtlich Wassermangel beurteilt als in der Standortskartierung. Die Einstufung der Lehme fällt dagegen etwas trockener aus, was vor allem an der geringeren Wasserspeicherkapazität gegenüber sandigen Lehmen und Schluffen liegt. Für lehmige Böden in Senken, Mulden, Rinnen fehlt zudem eine Berücksichtigung des seitlichen Wasserzustroms bei der Modellierung. Die meisten Standorte, die in der Wasserhaushaltsmodellierung abweichend von der Standortskartierung als wasserstauend ausgewiesen wurden, sind tonreiche, kalkarme Böden (strenge Tone). Dabei wurden die stauenden Verhältnisse und der damit verbundene Luftmangel gut wiedergegeben. Selbst bei geringeren Niederschlagsmengen wurden die verwendeten, recht einfachen Kriterien zur Abgrenzung von Staunässeböden erfüllt. Dies steht im Gegensatz zur Standortskartierung, wo Staunässe bzw. Wechselfeuchte an sichtbaren, durch Reduktion und Oxidation von Eisen- und Manganverbindungen hervorgerufenen Verfärbungen im Boden festgemacht wird.

20 % der Waldfläche im Nürnberger Land wird durch die Standortskartierung den Wasserhaushaltsstufen 5 bis 8 (vgl. Tabelle 8.3) zugeordnet und zeigen damit hydromorphe Eigenschaften durch Staunässe bzw. Wechselfeuchte. Weitere 6,5 % fallen in die Wasserhaushaltsstufe 9 (Nassflächen, Moore, Gewässer). Innerhalb der wechselfeuchten bzw. wechselftrockenen Standorte ergab die Neubeurteilung durch Wasserhaushaltsmodellierungen für 52 % der Flächen keinen Staunässeeinfluss. Dies waren insbesondere Schichtsande. Wie bereits erläutert, führte hier die ungenügend repräsentative Bodenprofilbelegung in niederschlagsärmeren Gebieten nicht zu einer länger andauernden Wassersättigung im Wurzelraum. Ein Drittel der Flächen wurde entsprechend der Standortskartierung beurteilt, 6 % als stärker wechselfeucht und 8 % als weniger stark wechselfeucht bzw. hangwechselfeucht oder wechselftrocken. Gerade beim Hangzugwasser scheint eine regelbasierte Abgrenzung (z.B. stauende Verhältnisse bei mehr als 10 ° Hangneigung) mit hoher Übereinstimmung zur Standortskartierung schwierig zu sein. Die Abhängigkeit der Modellergebnisse von bodenhydraulischen Eigenschaften ergab folgerichtig für Sande, sandige Lehme und

Lehme weniger hydromorphe Standorte und weniger stark ausgeprägte Wechselfeuchte. Letzteres gilt auch für Schluffe und milde Tone. Strenge Tone wurden dagegen in der Modellierung immer hydromorph und häufig stärker stauend dargestellt als in der Standortskartierung. Insbesondere wechseltrocken kartierte Bereiche verschoben sich durch die Neubeurteilung in Richtung wechselfeucht. Im Modell fehlt hier die Abbildung der in Tonböden häufig reduzierten Durchwurzelungstiefe, die eine Verschiebung des Wasserentzugs in Richtung Oberboden bedingt und zu mehr wechseltrockenen Flächen führen würde. Schichtsande wurden durch die Modellierung zu selten als hydromorph erkannt. Hier muss eine verbesserte Bodenprofilzuordnung vorgenommen werden. Für Schichtlehme zeigte die Neubeurteilung dagegen mehr hydromorphe Standorte und häufig auch eher wechseltrockene Verhältnisse. Sonderstandorte wie Moore, Quellaustreten, Bach- und Hangmullerde wurden durch den im Modell verwendeten zu hohen Grundwasserflurabstand und den fehlenden seitlichen Wasserzustrom mit deutlicher oberflächennaher Austrocknung modelliert. In der Standortskartierung werden hier meist Nassstandorte angegeben mit häufiger Wassersättigung im gesamten Profil. Insgesamt erwies sich das Verfahren zur Neubeurteilung des Standortswasserhaushalts aber auch für Stau- und Grundwasser beeinflusste Flächen als gut geeignet. Nachbesserungen hinsichtlich der Bodenprofilbelegung, einer spezifischeren Abbildung des Grundwasserflurabstands und die Berücksichtigung von seitlichem Wasserzustrom wären allerdings sinnvoll.

Generell sollen Informationen zum Standortswasserhaushalt den Forstpraktiker dabei unterstützen, eine standortsgerechte, wirtschaftlich und ökologisch auch langfristig sinnvolle Baumartenwahl treffen zu können. Die hohe Objektivität der vorgestellten Neubeurteilung und ihre Berücksichtigung von Klimaveränderungen schaffen hierfür gegenüber der Standortskartierung verbesserte und erweiterte Grundlagen. Prinzipiell ist auch eine modellhafte Abbildung von Baumartenunterschieden möglich. Allerdings ist für viele Baumarten eine bessere Datengrundlage zur Parametrisierung des Modells und zur Validierung der Ergebnisse wünschenswert. Die Wichtigkeit einer standortsgerechten und zukunftsweisen Beurteilung der Wasserversorgung belegen die zunehmenden Beobachtungen negativer Reaktion der Wälder auf Wassermangel. Diese reichten von vorübergehenden Wachstumseinbußen über einen längerfristigen Zuwachsrückgang und dem Vertrocknen von Kronenteilen bis hin zum Absterben von Einzelbäumen und ganzer Bestände. Baumartenspezifische Beurteilungskriterien welches Trockenheitsregime zu welcher Reaktion führt (z.B. für Buche Walthert et al., 2020) sind dementsprechend wichtig aber noch nicht in ausreichendem Maße vorhanden. Mitberücksichtigt werden muss, dass neben Trockenheit auch die Temperaturerhöhung und die höhere Strahlungsintensität direkt oder indirekt das Wachstum und die Stabilität der Wälder beeinflusst. Wichtig sind hierbei die Wechselwirkungen zwischen Klima, Standort und Schädlingsbefall, wie sie zum Beispiel für Fichte in Seidl et al. (2007) dokumentiert sind. Klimaabhängige Baumartenverbreitungsmodelle (San-Miguel-Ayanz et al., 2016; Engel et al., 2022) und das Verhalten von Baumarten in Klimaanalogiegebieten (Mette et al., 2021) können dazu wichtige Hinweise geben, berücksichtigen aber die kleinräumigen Standortsverhältnisse und die Resilienz etablierter Bestände zu wenig. Allerdings darf der alleinige Einfluss von Klima und Wasserversorgung auf Wachstum und Mortalität nicht überbewertet werden. Ihre statistische Signifikanz ist zwar gut nachweisbar, die Unsicherheit der Modelle und der Anteil nicht erklärter Varianz bleibt jedoch hoch (Brandl et al., 2020; Brandl et al., 2014). Andere Standortsfaktoren wie Wind- und Schneebruchgefahr, Spätfrostrisiko und unzureichende Nährstoffversorgung müssen hier mitberücksichtigt werden. Die kleinräumig regionalisierten Klimadaten zusammen mit Relief- und Bodeninformationen können auch in diesem Zusammenhang helfen objektive Einschätzungen zu liefern. Die Nährstoffversorgung der Standorte kann dabei ähnlich dem in Ahrends et al. (2022) für die Punkte der Bundeswaldinventur in Deutschland beschriebenen Verfahren geschätzt werden. Ergänzt werden müssten allerdings Beurteilungsmöglichkeiten zur Phosphor-Versorgung, die nachweislich hohen Einfluss auf das Waldwachstum nimmt (Manghabati et al., 2018). Voraussetzung dazu ist aber die Ergänzung der bodenphysikalischen Analysedaten der den Standortseinheiten zugeordneten Bodenprofile um chemische Kennwerte.

8.5 Schlussfolgerungen und Danksagung

Die Kombination der vor Ort erhobenen Daten zur forstlichen Standortskartierung mit inzwischen digital vorliegenden Relief- und Klimadaten, Bodenanalysen und dem Einsatz deterministischer und statistischer Modelle bietet beste Möglichkeiten Standortsdaten objektiv und aktuell zu halten sowie informativ zu erweitern. Unabdingbare Voraussetzung dazu ist aber eine kontinuierliche Begleitung und Weiterentwicklung von Standortsinformationssystemen durch Fachpersonal sowie eine gute Kommunikation und enge Zusammenarbeit mit der Forstpraxis. Deswegen soll an dieser Stelle neben den finanzierenden Ministerien im Rahmen des Waldklimafonds insbesondere auch dem Verein für forstliche Standortskartierung im Privat- und Körperschaftswald e.V., der Forstbetriebsgemeinschaft Nürnberger Land w.V., dem Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Roth-Weißenburg i. Bay. sowie

der Bayerischen Staatsforsten AöR gedankt werden, ohne deren Unterstützung, Diskussionsbereitschaft und zur Verfügung Stellung der Standortsinformationen die hier präsentierten Arbeiten nicht möglich gewesen wären.

8.6 Literatur

- Ahrends, B., Weis, W., Habel, R., Meesenburg, H., Wellpott, A. (2023): Folgen aufeinanderfolgender Trockenjahre für die Wasserverfügbarkeit in Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 179-190.
- Ahrends, B., von Wilpert, K., Weis, W., Vonderach, C., Kändler, G., Zirlewagen, D., Sucker, C., & Puhlmann, H. (2022). Merits and Limitations of Element Balances as a Forest Planning Tool for Harvest Intensities and Sustainable Nutrient Management—A Case Study from Germany. *Soil Systems*, 6(41), 1-34.
- Arbeitskreis Standortskartierung. (2016). Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag und Verlagsbuchhandlung, Eching.
- Baumgarten, M., Weis, W., Kühn, A., May, K., & Matyssek, R. (2014). Forest transpiration—targeted through xylem sap flux assessment versus hydrological modeling. *European Journal of Forest Research*, 133, 677-690.
- BayLfSt (2009). Merkblatt über den Aufbau der Bodenschätzung. Bayerisches Landesamt für Steuern.
- Böhner, J., & Bechtel, B. (2018). GIS in Climatology and Meteorology. In: Scott, E. (Editor in Chief). *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 196-235.
- Brandl, S., Paul, C., Knoke, T., & Falk, W. (2020). The influence of climate and management on survival probability for Germany's most important tree species. *Forest Ecology and Management*, 458(117652).
- Brandl, S., Falk, W., Klemmt, H.-J., Stricker, G., Bender, A., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2014). Possibilities and Limitations of Spatially Explicit Site Index Modelling for Spruce Based on National Forest Inventory Data and Digital Maps of Soil and Climate in Bavaria (SE Germany). *Forests*, 2014(5), 2626-2646.
- Canalejo, J., Vennemann, K., & Weichinger, P. (2011). Der VfS-Viewer – ein auf Open Source basiertes Web GIS zur Information von Waldbesitzern in Bayern. In Strobl, J., Blaschke, T., & Griesebner, G. (Hrsg.), *Angewandte Geoinformatik* (S. 654-657). Herbert Wichmann Verlag, VDE Verlag GmbH, Berlin/Offenbach.
- Engel, M., Mette, T., & Falk, W.. (2022). Spatial species distribution models: Using Bayes inference with INLA and SPDE to improve the tree species choice for important European tree species. *Forest Ecology and Management*, 507, 119983. 10.1016/j.foreco.2021.119983.
- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H.. (2023). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 52-67.
- Foerst, K. (1974). Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser. Forstliche Forschungsanstalt München, Institut für Bodenkunde und Standortslehre.
- Gehrt, E., Benne, I., Evertsbusch, S., Krüger, K., & Langner, S. (2021). Erläuterung zur BK50 von Niedersachsen. *GeoBerichte*, 40, 282 S.
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R., Zimmermann, N., Linder, P., Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4:170122, 1-20.
- Laatsch, W. (1969a). Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser. 1. Teil. Leicht durchlässige Standorte. *Forstw. Cbl.*, 88, 257-271.
- Laatsch, W. (1969b). Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser. 2. Teil. Böden mit vorübergehenden Staunässen (Parabraunerden). *Forstw. Cbl.*, 88, 351-358.
- Manghabati, H., Weis, W., & Göttlein, A. (2018). Importance of soil extractable phosphorus distribution for mature Norway spruce nutrition and productivity. *European Journal of Forest Research*, 137(5), 631-642.
- Mette, T., Osenstetter, S., Brandl, S., Falk, W., & Kölling, C. (2016). Klassifikation oder Kontinuum: Wasserhaushalt in der traditionellen Standortskartierung und neuartigen physiographischen Standortsinformationssystemen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 55-68.
- Mette, T., Brandl, S., & Kölling, C. (2021). Climate Analogues for Temperate European Forests to Raise Silvicultural Evidence Using Twin Regions. *Sustainability* 2021, 13(6522), 1-21.
- Müller, J. (2009). Effects of drought on the water balance of selected forest sites and the evaluation of a drought risk. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 142, 142-148.
- Peck, A., & Mayer, H. (1996). Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstw Cbl* 115 44805.
- Rehfuss, K. E. (1981). Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studentexte, 29, 193 S.
- Rothe, A., Huber, C., Kreutzer, K., & Weis, W. (2002). Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: Results from the Höglwald in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240(1), 33-45.
- San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., & Mauri, A. (2016). European Atlas of Forest Tree Species. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Seidl, R., Baier, P., Rammer, W., Schopf, A., & Lexer, M. (2007). Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. *Ecological Modelling*, 20, 383-399.
- Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2023). Hochaufgelöste Klimaprojektionen für Deutschland. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 68-77.
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 22-52.

- Weis, W., & Köhler, D. (2018). Wirkung intensiver Biomasseernte auf den Kohlenstoffhaushalt im Wald. In: Energieholzernte und stoffliche Nachhaltigkeit in Deutschland, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 101, 284-310.
- Weis, W., Wehberg, J.-A., Wellpott, A., Falk, W., & Böhner, J. (2022). Der Wasserhaushalt unserer Wälder: ein nicht mehr statischer Standortfaktor. AFZ-Der Wald, 15/2022, 12-16.
- Weis, W., Weichinger, P., Müller, K., Schuster, O., Klemmt, H.-J., & Göttlein, A. (2018). Standorterkundung in Bayern: Aus der Klassik in die Moderne. AFZ-Der Wald, 22/2018, 34-37.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2020). Standortfaktor Wasserhaushalt im Wald. LWF aktuell, 108(3 | 2020), 14-17.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2022). Klimawandel und die Beurteilung der Wasserversorgung im Wald. LWF aktuell, 134(3 | 2022), 8-11.
- Wellpott, A., Imbery, F., Schindler, D., & Mayer, H. (2005). Simulation of drought for a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.) in the southern upper Rhine plain. Meteorologische Zeitschrift, 14(2), 143-150.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2022). Beurteilung der Wasserversorgung in Bayerns Wäldern: Informationen für die Praxis. AFZ-Der Wald, 15/2022, 17-20.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2023). Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 112-121.
- Wilcoxon, F. (1945). Individual comparison by ranking methods. Biometric Bulletin, 1(6), 80-83.
- Wösten, J., Lilly, A.; Nemes, A., & Bas, C. L. (1999). Development and use of a data base of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90, 169-185.

9 Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS

Axel Wellpott, Wolfgang Falk, Wendelin Weis

9.1 Einleitung

Waldbauliche Entscheidungen, die die Dynamik eines sich in hoher Geschwindigkeit ändernden Klimas berücksichtigen, benötigen dynamische und objektive Standortsinformationen. In Bayern gibt es, neben der ursprünglich statischen Standortskartierung, seit 2012 zusätzlich ein digitales Standortinformationssystem (BaSIS), das die gesamte Waldfläche Bayerns abdeckt (Beck & Kölling, 2013). Dieses System hat von Anfang an ein bayernweit einheitliches Vorgehen auf Grundlage der digitalen Karten der bodenkundlichen Landesaufnahme verfolgt. Die Bodeneinheiten wurden teilweise in der räumlichen Auflösung verfeinert (Häring et al., 2012), mit gemessenen Bodeninformationen hinterlegt und in der Beratung der Forstverwaltung eingesetzt. Neben Angaben zu Bodenart, Schichtung und Bausensausstattung, beschreibt das System auch den Wasserhaushalt, der in der ersten Version über einen statistischen Ansatz mit Hilfe von insgesamt 5.000 Modellläufen mit unterschiedlichen Klima-Boden-Kombinationen berechnet und anschließend bayernweit interpoliert wurde (Osenstetter et al., 2013). In einer Überarbeitung (Mette et al., 2019) wurde der Wasserhaushalt bodensensitiver gemacht und nachträglich auf Plausibilität geprüft. Dennoch blieben eine deutliche Dominanz der klimatischen Parameter gegenüber dem Boden und die Notwendigkeit von Korrekturregeln. Durch die Weiterentwicklungen im technischen Bereich, sind derzeit Ansätze möglich, die den Wasserhaushalt jeder einzelnen Fläche mit einem Wasserhaushaltsmodell berechnen können, und sowohl den Schritt der statistischen Interpolation und dessen Nachteile als auch die Korrekturregeln erübrigen.

Ziel war daher, eine robuste Methodik zu entwickeln, um den Wasserhaushalt aller Waldstandorte in Bayern mit Hilfe des eindimensionalen Wasserhaushaltmodells LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001) einzeln und flächen-spezifisch zu berechnen und zu klassifizieren. Damit konnte der Wasserhaushalt sowohl für die vergangene (1961-1990) als auch für die aktuelle Klimanormalperiode (1991-2020) dargestellt und verglichen werden. Das Vorgehen erlaubt zusätzlich die Analyse kürzerer Perioden, wie zum Beispiel die aufeinanderfolgenden Trockenjahre 2018 bis 2019 (Ahrends et al. 2023). Ebenfalls möglich wurde die Betrachtung der standörtlichen Wasserversorgung für Klimaprognosen. Getestet wurde auch die Möglichkeit einer tagesaktuellen Darstellung des Bodenwasserspeichers im Wald.

Die bodenbezogene Abgrenzung der Standorte in BaSIS unterscheidet sich von den Standortspolygonen der klassischen Kartierung. Dementsprechend weicht der Ansatz der flächigen Umsetzung der Wasserhaushaltsmodellierung und deren Interpretation von dem der Standortskartierung ab. In diesem Kapitel werden die Methoden und Ergebnisse zum einen für die gesamte Waldfläche des Bundeslands Bayern und zum anderen differenzierte Aspekte in der Testregion Landkreis Nürnberger Land dargestellt, um den Vergleich zum Vorgehen bei der Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der forstlichen Standortskartierung in Bayern (Weis, Wellpott et al., 2023) zu ermöglichen.

9.2 Methoden

9.2.1 Das bayerische Standortinformationssystem BaSIS

Das Bayerische Standortinformationssystem (BaSIS) wurde 2012 von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft erarbeitet, in der Forstverwaltung als digitales Beratungswerkzeug eingeführt und seitdem kontinuierlich weiterentwickelt (Mette et al., 2019; Taeger & Kölling, 2016; Beck & Kölling, 2013; Osenstetter et al., 2013; Beck et al., 2012). Die Standortsbeschreibung erfolgte von Anfang an GIS-basiert und kombiniert geographische Informationen zu Lage, Boden, Geologie und Klima mit Laboranalysen aus beprobten Bodenprofilen, statistischen Modellen und Expertenwissen. Damit konnte eine hohe Informationstiefe erreicht werden sowie eine für ganz Bayern einheitliche Beschreibung und Beurteilung sämtlicher Waldstandorte. BaSIS ist ein dynamisches System, das die Einarbeitung neuer Erkenntnisse und verbesserter Datengrundlagen erlaubt. Gegenwärtig enthält die in das Bayerische Wald-Informationssystem (BayWIS) integrierte Version Informationen zu Klima, Bodeneigenschaften, Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt und zum Anbaurisiko wichtiger Baumarten unter gegenwärtigen und zukünftigen Klimabedingungen.

9.2.2 Bildung von Standortseinheiten

Für die Neubeurteilung des Wasserangebots über Wasserhaushaltsmodellierungen am Einzelstandort wurden aus den Bodeneinheiten in BaSIS unter Beachtung von Boden, Morphologie und Klimatologie einheitliche (Multi-)Polygone gebildet, die als Standortseinheiten für die Wasserhaushaltsbeurteilung dienten. Die Bodeneinheiten entstammen der Übersichtsbodenkarte des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LfU), die an der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) anhand von geomorphografischen Merkmalen teilweise weiter unterteilt wurden. Exposition und Hangneigung wurden aus einem digitalen Höhenmodell mit 10 m Rasterweite ermittelt. Eine klimatische Einteilung der Standorte erfolgte über die mittlere Jahresniederschlagssumme und das Jahresmittel der Lufttemperatur des Zeitraums 1981-2010 im 250 m Raster anhand der Daten von Wehberg & Böhner (2023). Standorte, die laut Grundwasserflurabstandskarte des LfUs im 200 m Raster (GLA, 2001) einen Grundwasserflurabstand von weniger als 2,5 m aufwiesen oder in BaSIS anhand des zugeordneten Bodentyps als Grundwasserböden gekennzeichnet waren, wurden als Grundwasserstandorte behandelt. Anschließend wurden Klassen gebildet (Tabelle 9.1), die Raster auf ein einheitliches 10 m Raster resampled und die klassifizierten Rasterdaten kombiniert. In einem letzten Schritt wurden kleine Einheiten eliminiert, indem Einzelpolygone mit weniger als 2.500 m² Fläche einem größeren Nachbarpolygon zugeschlagen wurden. Es wurden dabei nur Polygone mit gleicher Bodeneinheit zusammengefügt. Diese Bedingung sorgt unter anderem dafür, dass Einheiten entlang von Bachtälern erhalten bleiben.

Tabelle 9.1: Eingangsdaten und Klasseneinteilung zur Erstellung der Standortseinheiten für die Wasserhaushaltsmodellierung in BaSIS.

Parameter	Anzahl	Klassen
Exposition	8	N, NO, O, SO, S, SW, W, NW
Hangneigung	17	0, 5, 10, ..., 80
Niederschlag	25	400, 450, 500, ..., 1200, 1300, 1400, ..., 3000
Lufttemperatur	69	-3.5, -3.25, -3, -2.75, ..., 13.5
Bodeneinheit	1156	104, 104_1, 104_2, 105, ...
Grundwasser	2	1, 0

Der kombinierte Rasterdatensatz wurde in einem letzten Schritt vektorisiert und Standortspolygone erstellt. Die gesamte Waldfläche Bayerns wurde mit diesem Ansatz in mehr als 800.000 Einheiten unterteilt. Die mittlere Größe einer Einheit beträgt 3,4 ha (median: 0,8 ha). Für die Bayerische Testregion, den Landkreis Nürnberger Land, ergaben sich 14.343 Einheiten was etwa einem Drittel der in der bayerischen Standortskartierung ausgewiesenen Einzelstandorte entspricht.

Zur Wasserhaushaltsmodellierung fanden die den Bodeneinheiten in BaSIS bereits zugeordneten Bodenprofile Anwendung. Damit wurde eine analysebasierte Beschreibung von Skelettgehalt, Bodenart, Lagerungsdichte und bodenhydraulischen Parametern möglich. Aus verschiedenen Quellen (Bodeninformationssystem des Bayerischen Landesamts für Umwelt, bayerische Bodenprofile der 2. Bodenzustandserhebung in den Wäldern Deutschlands, Bodenprofildaten der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) standen bayernweit 2.114 Bodenprofile zur Verfügung, davon 746 mit physikalischen und chemischen, 1.168 mit nur physikalischen und 200 mit nur chemischen Analysen, die von Lage und Datenqualität für die Zuordnung zu forstlichen Standortseinheiten geeignet waren. Den 1.156 unterschiedlichen Bodeneinheiten in BaSIS sind zwischen einem und 40 Bodenprofilen zugeordnet. Standen für die Wasserhaushaltsmodellierung einer Standortseinheit mehr als ein Profil zur Auswahl, wurde das Profil gewählt, das den Median der nutzbaren Feldkapazität aller der Einheit zugeordneten Bodenprofile repräsentierte.

Ein gewisses Problem hinsichtlich der bodenphysikalischen Charakterisierung über Textur, Skelettgehalt und Lagerungsdichte ergab sich für Sandsteinverwitterungsböden mit leicht verwittertem Sandstein im unteren aber noch durchwurzelbarem Bereich des Bodenprofils: Diese porösen, grabbaren, und teilweise durchwurzelbaren Sandsteine können die Wasserspeicherfähigkeit solcher Sandböden erhöhen, zumal sie leicht wasserstauend wirken. Um dies zu berücksichtigen, wurde der Skelettgehalt für die jeweiligen Bodenhorizonte halbiert, die weniger als 10 % Schluff- und weniger als 5 % Tonanteil aufwiesen (Reinsande, Bodenart Ss) und in der Substratbeschreibung des Bodenprofils einen Hinweis auf Sandsteinverwitterung enthielten.

Für Bodeneinheiten mit Stauwasserböden wurden nur Bodenprofile berücksichtigt, die in einer vorab durchgeführten Wasserhaushaltsmodellierung unter Standardbedingungen (ebene Verhältnisse, durchschnittliches Klima)

Staunässe zeigten. Standen solche Bodenprofile nicht zur Verfügung wurde das Profil gewählt, das in der Modellierung am ehesten stauend wirkte. Bodeneinheiten mit Vorkommen von Staunässeböden auf Teilflächen wurden mit Hilfe des topographischen Feuchteindex (topographic wetness index TWI, Böhner & Selige, 2006) so unterteilt, dass die in BaSIS hinterlegten Anteile für Staunässeböden bezogen auf die Gesamtfläche der Einheit in Bayern (Waldfläche) getroffen wurden. Staunässe wurde dabei dort unterstellt, wo der TWI feuchtere Bedingungen bzw. Wasserzufluss anzeigte. Genauso wurden in BaSIS definierte Bodeneinheiten mit Grundwassereinfluss auf Teilfläche behandelt.

Im Austausch mit der Forstpraxis wurde der Wunsch geäußert, die bis dahin in BaSIS nicht getrennten Gneis- und Granitstandorte hinsichtlich des Wasserhaushalts unterschiedlich zu parametrisieren. Hintergrund ist die unterschiedliche Verwitterung der beiden Substrate, die im Falle von Gneis in der Regel zu feinkörnigeren und damit für den Wasserhaushalt günstigeren Böden führt. In einem Ansatz zur Umsetzung wurden dazu die Bodeneinheiten mit Hilfe der Geologische Karte 1:25.000 den Ausgangsgesteinen Gneis und Granit zugeordnet und wo nötig aufgeteilt. Eine Aufteilung erfolgte nur, wenn der Flächenanteil beider Teileinheiten jeweils mindestens 5 % betrug. Die zugehörigen Bodenprofile wurden ebenfalls nach Gneis und Granit unterschieden, und zwar entweder über eine in der Substratbeschreibung eindeutigen Benennung als Gneis- bzw. Granitboden oder, wo dies nicht möglich war, durch eine Differenzierung anhand der Geologische Karte 1:25.000. Anschließend wurde den Gneis- und Graniteinheiten wo immer möglich nur die entsprechenden substratspezifischen Profile zugeordnet. Allerdings erlaubte der Mangel an Bodenprofilalternativen für viele Bodeneinheiten keine Unterscheidung nach Gneis und Granit.

9.2.3 Parametrisierung und Automatisierung des Wasserhaushaltsmodells LWF-Brook90

Die Beurteilung des Wasserhaushalts in BaSIS erfolgte über Berechnungen am Einzelstandort mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001). Die das Modell antreibenden historischen meteorologischen Zeitreihen wurden von dem Geographischen Institut der Universität Hamburg zur Verfügung gestellt (Wehberg & Böhner, 2023). Diese decken durchgängig den Zeitraum 1961 bis 2020 ab. Die zeitlich hochauflösten Messdaten der DWD-Klimastationen wurden dazu auf ein Raster von 250 x 250 m in Tagesauflösung interpoliert, wobei die angewendeten Methoden die regionale Topographie berücksichtigen.

Die Parametrisierung der Bodeneigenschaften erfolgte in LWF-Brook90 schichtweise. Zur Darstellung der Abhängigkeiten zwischen Bodenwassergehalt, Matrixpotenzial und Wasserleitfähigkeit wurden die Parameter der Mualem-van-Genuchten Beziehung (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) mit Hilfe der HYPRES Pedotransferfunktion (Wösten et al., 1999) berechnet. Die Horizonte wurden für alle Standorte in identische Tiefenstufen eingeteilt, um einen direkten Standortsvergleich zu erleichtern. Dazu wurde ein einzelner Auflagehorizont und 20 Schichten im Mineralboden parametrisiert. Im obersten Bereich wurden 5 cm-Schichten ausgeschieden mit ansteigenden Mächtigkeiten bis hin zu 50 cm bei zunehmender Tiefe. Alle Bodenprofile wurden bis in eine Tiefe von 350 cm extrapoliert. Zur Vermeidung von Modellabbrüchen bei sehr hohen Skelettgehalten wurde der maximale Skelettgehalt eines Horizonts auf 95 % limitiert. Die Humusauflage wurde baumartenspezifisch mit einer Mindestmächtigkeit von 3 (Buche), 4 (Eiche, Douglasie), 5 (Fichte) und 6 cm (Kiefer) bzw. mit der im Bodenprofil angesprochenen Mächtigkeit parametrisiert. An Standorten mit Grundwassereinfluss wurden alle Bodenschichten ab 2 m Tiefe als permanent wassergesättigt modelliert, um kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasserkörper in die Wurzelzone zu erlauben. Eine Veränderung des Grundwasserspiegels im Jahresverlauf oder über längere Zeiträume wurde in den Modellierungen nicht berücksichtigt.

Um eine bayernweite Vergleichbarkeit des Standortswasserhaushalts zu ermöglichen, erfolgten die Wasserhaushaltsmodellierungen mit identischen Waldbeständen. Die Leitbestände der vier Baumarten Buche, Fichte, Eiche, Kiefer stellen gutwüchsige Altbestände dar, die dementsprechend hohe Interzeption und Transpiration haben. Die Parametrisierung erfolgte nach Weis, Ahrends et al. (2023).

Zur effizienten Modellierung der großen Anzahl an Einzelstandorten, wurde die Erstellung der Eingangsdateien und die Verarbeitung der Ausgangsdateien automatisiert und optimiert. Für die Kartendarstellung wurden die Werte aus den Ausgabedateien mit den Standortseinheiten zusammengeführt, um eine Zuordnung in der Fläche zu ermöglichen und um Kenngrößen für großräumige Einheiten wie z.B. Landkreise zu aggregieren. Da die Bearbeitung für ein einzelnes Standortspolygon unabhängig von anderen Einheiten war, konnten die Berechnungen problemlos parallel gerechnet und so die volle CPU-Leistung moderner Computerserver genutzt werden. Zugleich konnten die

Modellierungen auf verschiedene Server verteilt und so die Rechenzeit verkürzt werden. Diese Optimierungen erlaubten es schnell neue Parameterkombinationen zu testen. Eine Neuberechnung für die gesamte Testregion Nürnberger Land konnte beispielsweise mit dem zur Verfügung stehenden Server (Intel® Xeon® CPU E5-2650 2.00GHz mit 32 Kernen) in 36 Stunden abgeschlossen werden.

9.3 Ergebnisse

9.3.1 Eine bayernweit einheitliche, objektive und klimadynamische Beurteilung des Wasserhaushalts

In Anlehnung an die Klimatologie, in der 30-Jahres-Zeiträume herangezogen werden, wurde auch der Wasserhaushalt über 30 Jahre gemittelt. In Abbildung 9.1 sind die modellierten Wasserhaushaltklassen für vier verschiedene Zeitperioden seit 1961 dargestellt. Die Einteilung der Klassen erfolgte nach Weis et al. (2023).

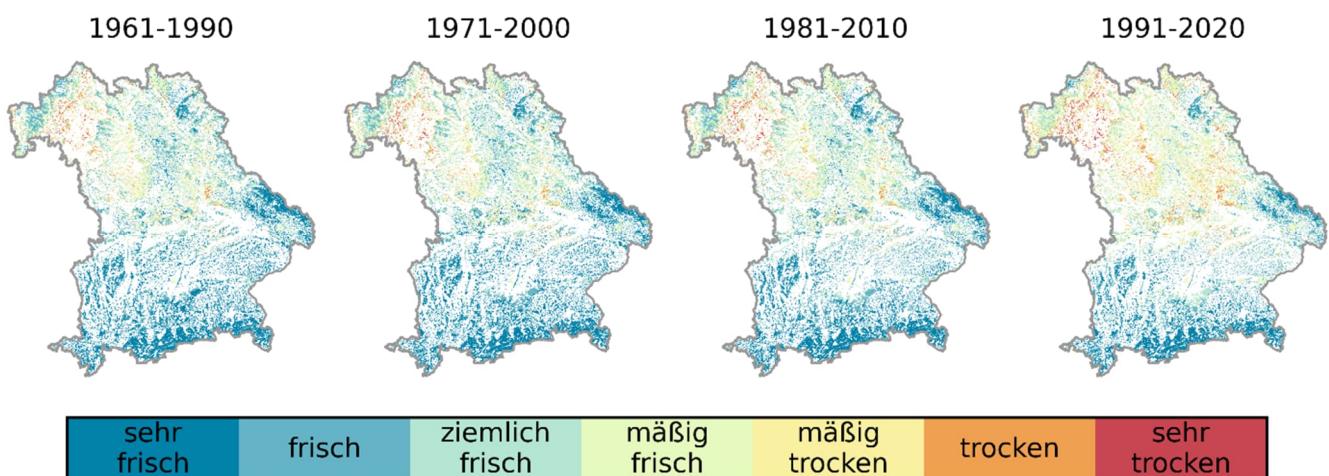


Abbildung 9.1: Wasserhaushaltklassen für das Bundesland Bayern für vier 30jährige Zeiträume seit 1961. Aus der zeitlichen Abfolge von links nach rechts lässt sich erkennen, dass sich die Wasserversorgung der Waldstandorte über den Zeitraum sukzessive verschlechtert hat.

Für Bayern zeigt sich in alle 30-Jahres-Perioden ein deutlicher Nord-Süd Gradient in der Verteilung der Wasserhaushaltklassen, wobei die Grenze in etwa dem Lauf der Donau folgt. Der Staueffekt der Alpen reicht bis hierhin und sorgt für erhöhte Niederschläge und somit für eine ausreichende Wasserversorgung an den allermeisten Waldstandorten im betrachteten Zeitraum. Südlich der Donau ist der Flächenanteil an trockenen Standorten somit gering. Im Gegensatz dazu finden sich im Norden Bayerns sehr viel häufiger „trockene“ Standorte. Vor allem die warm-trockenen Regionen in Unterfranken sind stark von Trockenheit betroffen.

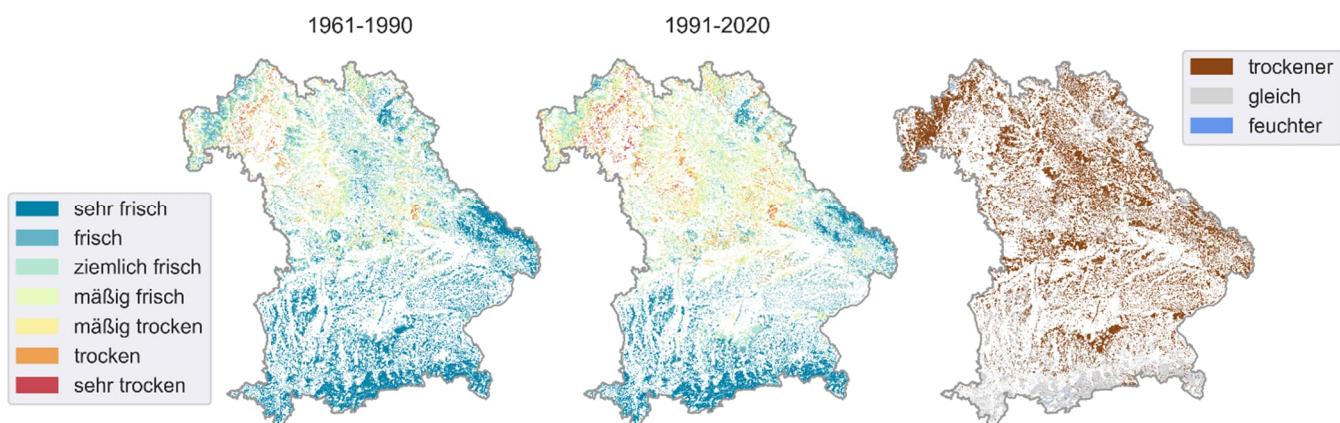


Abbildung 9.2: Wasserhaushaltklassen für das Bundesland Bayern für zwei Klimanormalperioden (1961-1990 und 1991-2020) und die Karte der Änderungen (rechts) zwischen den beiden Perioden. Auf 61 % der Waldfläche hat sich die Wasserversorgung zwischen den beiden Zeiträumen verschlechtert.

Der direkte Vergleich der beiden Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020 ergab eine Verschlechterung der Wasserversorgung in weiten Teilen Bayerns (Abbildung 9.2), wobei auch hier wieder der nördliche Teil stärker betroffen ist als der Süden. Auf insgesamt 61 % der bayerischen Waldfläche hat sich der Wasserhaushalt um mindestens eine Stufe verschlechtert. Dieser Anteil erhöhte sich sogar auf 70 %, wenn nur die drei fränkischen Regierungsbezirke in Betracht gezogen werden. Im Vergleich zu dem Zeitraum 1961-1990 war die Lufttemperatur in der zweiten Klimanormalperiode im Mittel in Bayern 1,14 Grad Celsius höher, während sich die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge nicht verändert hatte. Die höhere Lufttemperatur führte zu einem größeren Wasserdampfsättigungsdefizit der Atmosphäre und damit zu einer erhöhten potenziellen Transpiration der Bestände. Zugleich startete die Vegetationsperiode - ebenfalls angetrieben durch die höheren Lufttemperaturen - deutlich früher als noch vor 60 Jahren, wodurch der Bodenwasserspeicher im Jahresverlauf früher entleert wurde und die Bäume im Durchschnitt früher im Jahr ihre Transpiration einschränken müssen. Tabelle 9.2 fasst den zeitlichen Trend innerhalb der Beobachtungsperioden in unterschiedlichen Zeitschnitten für Bayern zusammen. Die Fläche der frischen (mäßig frisch bis sehr frisch) Standorte nahmen über die Zeit ab, trockene Standorte (mäßig trocken bis sehr trocken) zu.

Tabelle 9.2: Prozentualer Flächenanteil der Wasserhaushaltstypen für das Bundesland Bayern über verschiedene Zeiträume in der Vergangenheit.

Periode	sehr frisch	frisch	Ziemlich frisch	mäßig frisch	mäßig trocken	trocken	sehr trocken
1961 – 1990	35,73	19,87	19,16	15,58	5,87	3,17	0,61
1971 – 2000	35,28	20,38	18,70	15,34	6,02	3,54	0,75
1981 – 2010	28,91	22,73	20,23	16,73	6,57	3,92	0,91
1991 – 2020	20,80	17,25	18,30	24,06	10,53	7,39	1,66
2011 – 2020	16,93	12,67	14,33	22,85	15,77	13,42	4,04
2018 – 2020	16,33	9,30	9,02	11,09	10,95	23,85	19,46

9.3.2 Der Wasserhaushalt in einem zukünftigen trockeneren Klima

Im vorherigen Abschnitt wurde die Veränderung der Wasserhaushaltstypen in der Vergangenheit seit 1961 behandelt. Mit Hilfe von regionalisierten meteorologischen Zeitreihen von Klimaszenarien mit Prognosen bis ins Jahr 2100 ließen sich auch die Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in der Zukunft simulieren (Tabelle 9.3). In Abbildung 9.3 sind die Wasserhaushaltstypen für den Zeitraum 2071-2100 für die drei repräsentativen Konzentrationspfade (RCPs: 2.6, 4.5, 8.5) im Landkreis Nürnberger Land dargestellt und der Periode 1991-2020 gegenübergestellt. Die Veränderungen zeigen die dramatischen Folgen der Erwärmung: Erkennbar ist der Trend zu trockeneren Verhältnissen mit zunehmender Treibhausgaskonzentration bei den Szenarien RCP 4.5 und 8.5. Die milde Variante RCP 2.6 wiederum war im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991-2020 sogar etwas feuchter. Bei diesem Szenario wird die Annahme getroffen, dass am Ende des Jahrhunderts die Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf Grund einer erfolgreichen Klimapolitik unter dem derzeitigen Niveau liegen werden.

Tabelle 9.3: Auswirkung verschiedener Klimaszenarien auf die Flächenanteile (in %) der Wasserhaushaltstypen im Nürnberger Land.

Szenario	Periode	sehr frisch	frisch	ziemlich frisch	mäßig frisch	mäßig trocken	trocken	sehr trocken
Observation	1961-1990	2,661	22,400	30,493	39,352	4,753	0,341	0,000
	1991-2020	0,050	2,093	14,595	48,591	29,273	5,388	0,010
MPI.CLM.R26	2021-2050	0,037	3,559	30,224	57,916	8,106	0,158	0,000
	2051-2080	0,034	1,411	12,688	58,329	23,601	3,934	0,003
MPI.CLM.R45	2021-2050	0,036	3,438	27,159	57,418	11,276	0,673	0,000
	2051-2080	0,018	0,030	0,178	4,737	22,421	44,741	27,875
MPI.CLM.R85	2021-2050	0,000	0,029	0,018	0,291	6,168	74,012	19,482
	2051-2080	0,032	0,337	5,131	46,294	38,478	9,724	0,004
ECE.RAC.R85	2021-2050	0,002	0,072	4,072	59,206	32,704	3,942	0,002
	2051-2080	0,000	0,033	0,158	9,219	38,294	48,735	3,561
CA2.CLM.R85	2021-2050	0,000	0,035	0,048	1,245	12,156	42,894	43,622
	2051-2080	0,000	0,000	0,000	0,044	0,038	0,281	99,637

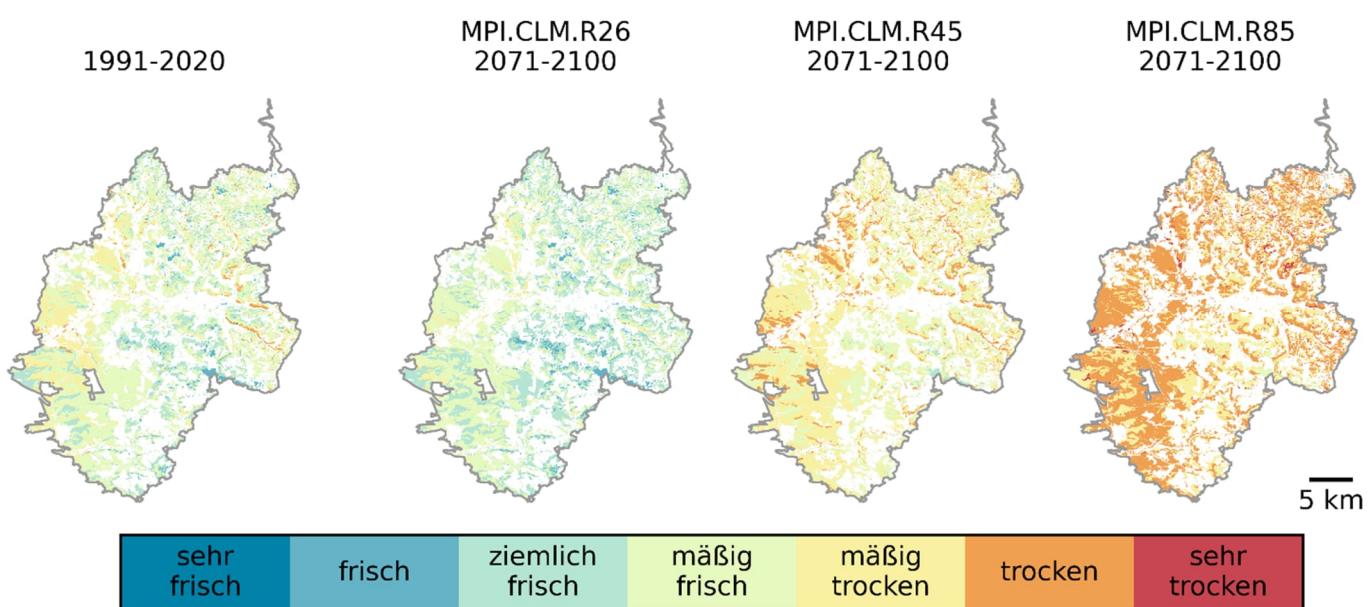


Abbildung 9.3: Wasserhaushaltklassen im Landkreis Nürnberger Land für den Zeitraum 1991-2020 (links) und für den Zeitraum 2071-2100. Die drei rechten Abbildungen unterscheiden sich in der Ausprägung der Klimaveränderungen und stellen die drei RCPs 2.6, 4.5 und 8.5 dar. Das globale Klimamodell (MPI) und dessen Ansatz zur Regionalisierung (CLM) sind für die drei Szenarien identisch.

Für das RCP 8.5 standen drei unterschiedliche Varianten der Kombination aus globalem Modell und Regionalisierung zur Verfügung, die innerhalb des „worst case“ Konzentrationspfads 8.5 die Bandbreite der Vorhersagen abbilden sollen. Die Modelle unterscheiden sich deutlich im Anstieg der Lufttemperatur aber auch in den Niederschlagsmengen und deren Verteilung im Jahr. Die Dramatik der Veränderung und die sich allein auf Grund der verwendeten Klimasimulationen ergebenden Unterschiede sind in Abbildung 9.4 und zusätzlich in Tabelle 9.3 als Flächenanteile der Wasserhaushaltklassen angegeben. Das kanadische Modell CA.CLM war dabei das für Bayern niederschlagsärmste und wärmste. Damit ergaben sich hier auch bei der Wasserhaushaltsmodellierung die deutlich trockensten Verhältnisse. Während ECE.RAC ein mittleres Klimaänderungssignal darstellt, bewegt sich das in Deutschland häufig verwendete MPI.CLM eher am unteren Rand der Möglichkeiten klimatischer Veränderungen und zeigte dementsprechend im Vergleich die feuchtesten Verhältnisse im Wasserhaushalt. Der Vergleich der Modelle beschreibt neben der Bandbreite an Temperaturerhöhungen die Unsicherheiten bei den Realisierungen der Klimamodelle und damit auch bei den Vorhersagen bezüglich des Standortsfaktors Wasserhaushalt.

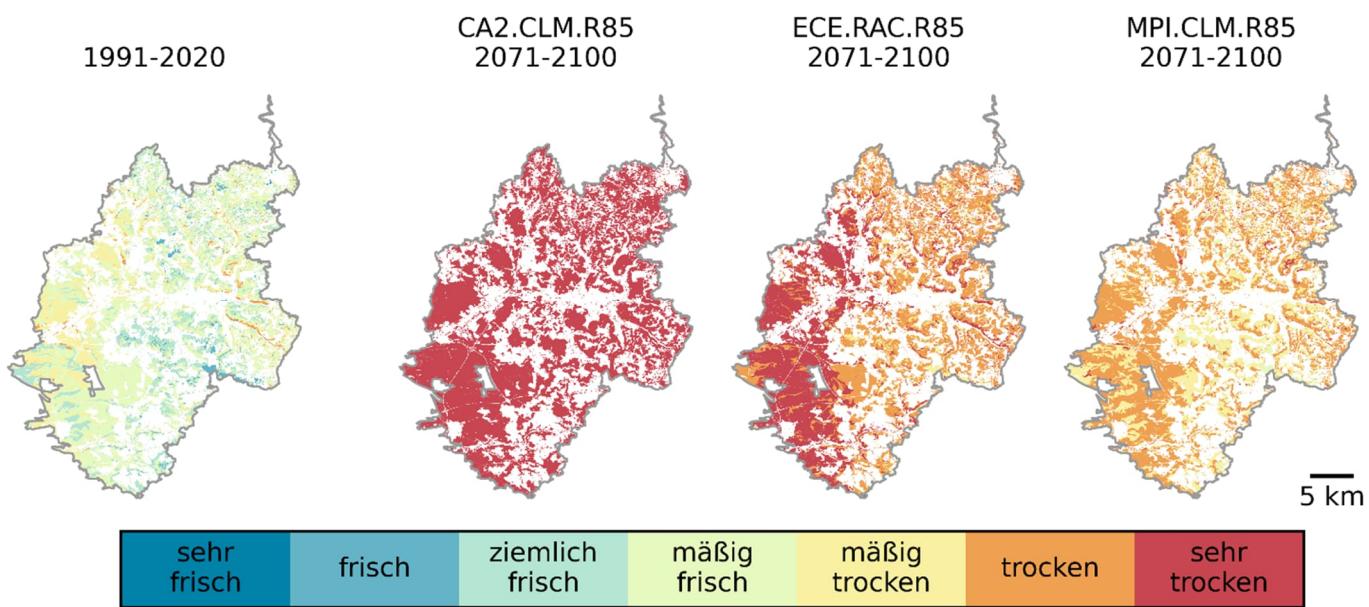


Abbildung 9.4: Wasserhaushaltsklassen im Landkreis Nürnberger Land für den Zeitraum 1991-2020 (links) und für den Zeitraum 2071-2100 dreier unterschiedliche Klimamodellkombinationen im RCP 8.5.

9.3.3 Tagesaktuelle Wasserhaushaltmodellierungen für das Jahr 2022

Neben der retrospektiven Analyse von Trockenheit, gibt es seit einiger Zeit großes Interesse an tagesaktuellen Informationen und Bewertungen von Trockenheit. Internetdienste wie der Dürremonitor¹ oder der Bodenfeuchteviewer² stellen Karten der tagesaktuellen Bodenfeuchte für das gesamte Gebiet der Bundesrepublik dar. Durch einen Vergleich mit historischen Daten ist eine Einordnung der aktuellen Dürresituation möglich.

Am Ende des Projektes wurde ein Prototyp mit vergleichbarer Funktionalität entwickelt und getestet, der die Wasserhaushaltsmodellierungen täglich mit Wettervorhersagen aktualisiert. Die benötigten meteorologischen Zeitreihen stammten von dem operationellen Wettervorhersagemodell ICON-D2 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), die frei verfügbar sind³. Die stündlich aufgelösten Wetterdaten wurden zu Tageswerten aggregiert und eventuell auftretende Datenlücken durch Interpolation geschlossen. Um die Vergleichbarkeit mit den historischen Ergebnissen der Wasserhaushaltsmodellierung zu gewährleisten, wurde die gleiche Parametrisierung für LWF-Brook90 verwendet wie bei den Berechnungen für die Zeitreihe 1961-2020. In Abbildung 9.5 (oben) ist der Verlauf des gemittelten Transpirationsindexes (T/T_p) im Sommer 2022 für das Nürnberger Land dargestellt. Die Transpiration war über einen Zeitraum von ungefähr drei Monaten von Mitte Juli bis Mitte September eingeschränkt. Die Kartendarstellungen zeigen den Transpirationsindex zu drei Zeitpunkten innerhalb dieser Periode. Am 01.August 2022 musste die Vegetation im westlichen Teil des Nürnberger Landes die Transpiration bereits deutlich einschränken, während die Standorte im Osten noch ausreichend mit Wasser versorgt waren. Die anhaltende Trockenheit über den Sommer führte zu einer Angleichung der Verhältnisse und am trockensten Tag des Jahres (17.08.2022) war im gesamten Landkreis die Transpiration sehr stark eingeschränkt. An diesem Tag sank der über die Fläche gemittelte Transpirationsindex auf einen Wert von knapp unter 0,2.

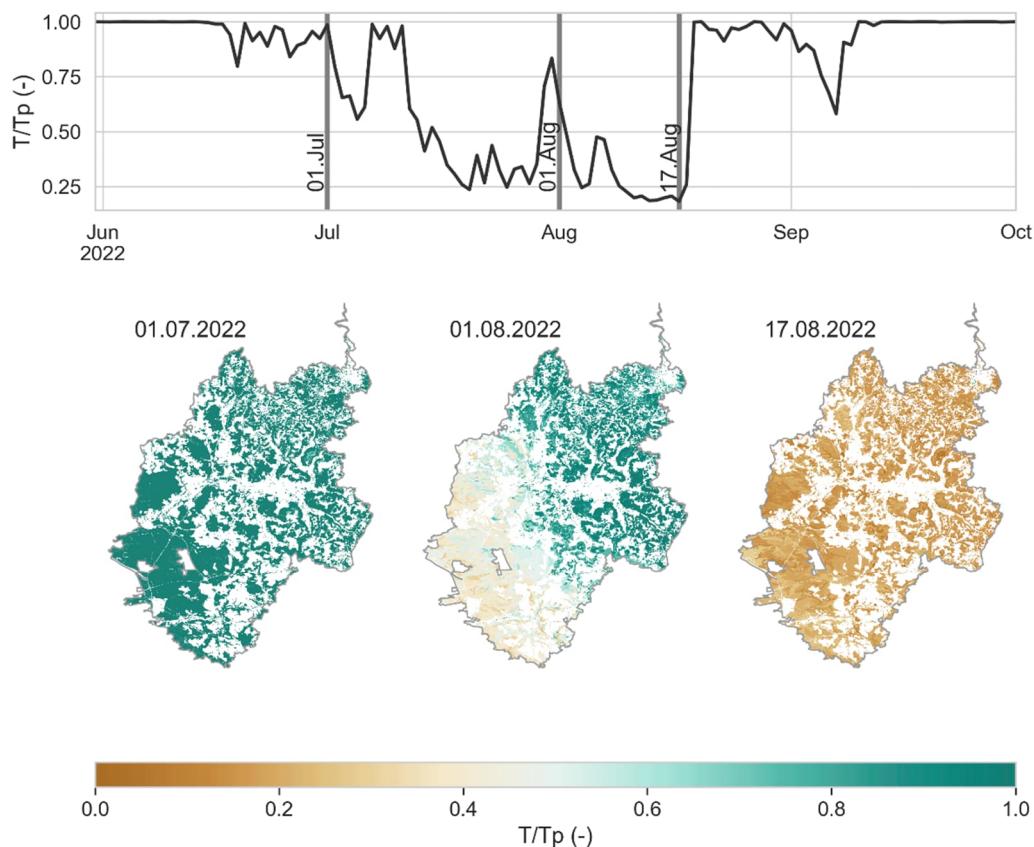


Abbildung 9.5: Transpirationsindex für den Landkreis Nürnberger Land im Sommer 2022. Die Zeitreihe zeigt den über die Fläche gemittelten Transpirationsindex (T/T_p) für den Landkreis. Die drei Karten zeigen T/T_p für drei ausgewählte Tage des Sommers 2022. Der 17. August 2022 war der Tag mit dem niedrigsten Wert für T/T_p in dem Jahr.

Im direkten Vergleich war das Jahr 2022 im Nürnberger Land auf dem 5. Platz der Rangliste der trockensten Jahre

¹ <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>

² https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/appl/bf_view/_node.html

³ <https://opendata.dwd.de/weather/nwp/icon-d2/>

seit 1961. Trockenster als 2022 waren nur die Jahre 1964, 2003, 2015 und 2018. Bei der Einordnung der Jahre war eine Häufung von Trockenjahren in den letzten beiden Jahrzehnten auffällig. Sieben der zehn trockensten Jahre fielen in den Zeitraum nach 2003. Dabei war Auftreten und Intensität von Trockenperioden regional unterschiedlich. Wasserhaushaltsmodellierungen anderer Regionen in Bayern zeigten beispielsweise, dass 2022 in Bereichen von Unterfranken das trockenste Jahr seit 1961 war.

9.4 Diskussion

Das letzte Jahrzehnt (2011 bis 2020) und besonders die Jahre 2018 bis 2020 waren außergewöhnlich trocken und haben den Wald an vielen Standorten bis an seine physiologischen Grenzen gebracht (Schuldt et al., 2020). Die beobachteten Waldschäden übertrafen dabei die aus dem Jahr 2003. Die dichte Aufeinanderfolge von Extremjahren spielt dabei sicherlich eine Rolle. Mit dem Fortschreiten des Klimawandels werden Extremereignisse in der Zukunft häufiger auftreten und der Wald wird sehr viel öfters unter Trockenstress leiden.

Die Auswertungen der langjährigen Zeitreihen hat gezeigt, dass sich der Wasserhaushalt an den allermeisten Waldstandorten in Bayern über den Zeitraum 1961 bis 2020 bereits verschlechtert hat und sich dieser Trend hin zu trockeneren Wasserhaushaltklassen laut unseren Ergebnissen im Klimawandel fortsetzen wird. Die Klimaszenarien werden regelmäßig überarbeitet. Der hier vorgestellte Ansatz, den Standortswasserhaushalt direkt aus Modellergebnissen abzuleiten, erlaubt eine kontinuierliche Aktualisierung der Karten auf den neusten Stand. Dies ist ein gravierender Vorteil gegenüber der traditionellen Standortskartierung. Der rasch fortschreitende Klimawandel und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Forstwirtschaft verlangen nach einem System, das flexibel genug ist, um neue Erkenntnisse schnell zu verarbeiten und die Auswirkungen effizient kommunizieren zu können.

Die Unsicherheiten in der Modellierung werden neben der genauen Ausprägung der klimatischen Veränderungen von der Bodenprofilzuweisung dominiert. Den meisten Bodeneinheiten sind aufgrund ihrer räumlichen Ausdehnung und Definition als komplexere Einheit einer Übersichtskarte mehr als ein Bodenprofil zugewiesen, um die Bandbreite an standörtlicher Ausprägung abzubilden. Das Kollektiv an Profilen einer Bodeneinheit unterscheidet sich mitunter deutlich hinsichtlich der bodenphysikalischen Eigenschaften und damit auch in der Wasserspeicherfähigkeit. Die Wasserspeicherfähigkeit ist gemeinsam mit der Jahressumme des Niederschlags der wichtigste Standortsparameter für den Wasserhaushalt. Daraus folgt, dass sich die Qualität der Karten am ehesten durch genauere Bodeninformationen steigern lässt. Auch für die Bodenparametrisierung gilt, dass neue Informationen relativ einfach in das System integriert werden können und somit eine kontinuierliche Verbesserung möglich ist. Neue Daten, die zum Beispiel während der in regelmäßigen zeitlichen Abständen durchgeführten Bodenzustandserhebung erhoben werden, könnten zeitnah integriert werden.

Die Relevanz des Bodens zeigt sich deutlich im Testgebiet Nürnberger Land: In den Juraerhebungen des östlichen Teils mit den höchsten Niederschlagsmengen wird auf flachgründigen Malm-Böden der kleinste Transpirationsindex berechnet, da an diesen Standorten die Wasserspeicherfähigkeit der Böden sehr gering ist. Die dort ersichtliche Dürreanfälligkeit von flachgründigen Standorten ist auch eine Folge der Kombination aus Hangneigung und Südexposition, so dass hier der Gesamtwaterhaushalt trotz mittlerer Niederschläge in der Größenordnung von 800 bis 900 mm im Jahr angespannt ist.

Die Konsequenzen von zunehmenden heißen Trockenphasen ist in den letzten Jahren deutlich geworden und trifft nicht nur - über die Vermehrung von Borkenkäfern - Fichtenreinbestände, sondern zunehmend auch Laubbäume wie die Buche auf schwierigen Standorten in trockenen Bereichen Bayerns (Thierfelder, 2020). Fallstudien zeigen auch die höhere Mortalität auf tonigen Standorten (Obladen et al., 2022). Tote weisen mit die geringste nutzbare Feldkapazität auf und stressen Feinwurzeln durch Quell- und Schrumpfungsbewegungen. Walthert et al. (2021) beschreiben die Reaktion von Buchen bei fortschreitender Dürre bis hin zum Lufteintritt in die Leitungsbahnen und Absterben von Kronenteilen sowie dem ganzen Baum mit quantitativen Werten für Bodenwasserpotential und Blattwasserpotential. Ab Matrixpotentialwerten unterhalb von -0,8 MPa beginnt der Lufteintritt in Leitungsbahnen und der vorzeitige Laubabfall bei Buche. Der Prozess setzt sich bis zum Absterben von Kronenteilen (< -1,5 MPa) und dem ganzen Baum fort. Da auf Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit das Matrixpotential schneller absinkt und die Transpirationseinschränkung früher eintritt, stimmen die beobachteten Buchenschäden mit den Modellergebnissen und dem verallgemeinerten System von Walthert et al. (2021) überein. Wood et al. (2023) beschreiben ähnliche Ergebnisse für einen Eichen-Hickory-Bestand in Nordamerika. Sie definieren einen Ökosystem-Welkepunkt bei einem Matrixpotential von -2 MPa im Boden. Auf diesen eher schwierigen Standorten sind Eichen und

Hickory auf regelmäßige Niederschläge angewiesen und oft nur 2 bis 4 Wochen mit intensiver Dürre vom Erreichen des permanenten Welkepunkts im Boden entfernt. Dass dennoch nur 10 % der morgendlichen Blattwasserpotentiale in 16 Vegetationsperioden unter dem Welkepunkt lagen, spricht neben der Abhängigkeit von regelmäßigen Niederschlägen auch für eine Anpassung bzw. Eignung der Arten an bzw. für den Standort. Bei einer Steigerung der Dürren in Länge und Intensität ginge diese Eignung entsprechend verloren und wäre nur noch für Standorte mit größerem Bodenwasserspeicher gegeben.

9.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse, die die deutliche standörtliche Differenzierung anhand von Relief, Boden und Klima beim Wasserhaushalt zeigen, sind eine wichtige Information für waldbauliche Entscheidungen wie der Baumartenwahl und Be-standespflege. Sie zeigen, dass dynamische Standortsinformationen einen Mehrwert gegenüber statischen Be- trachtungen bieten und eröffnen Möglichkeiten, sinnvoll mit makroökologischen Betrachtungen wie Artverbrei- tungsmodellen verbunden zu werden. Die akkurate Darstellung des Wasserhaushalts kann generellere Aussagen von Artverbreitungsmodellen regional verbessern. Grundsätzlich sind die quantitativen Ergebnisse der LWF- Brook90-Modellläufe digital verfügbar und lassen sich somit als Eingangsgrößen für andere Modelle nutzen.

Der Rahmen der Modellierung mit der Verknüpfung von digitaler Standortsinformation und Wetterdaten sowie die Automatisierung von vielen Parallelberechnungen hat den Grundstein für die Entwicklung von Systemen zu Dar- stellung der tagesaktuellen Bodenfeuchte geliefert, die auf den hier erarbeiteten Routinen aufbauen können.

9.6 Literatur

- Ahrends, B., Weis, W., Habel, R., Meesenburg, H., Wellpott, A. (2023): Folgen aufeinanderfolgender Trockenjahre für die Wasserverfügbarkeit in Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 179-190.
- Beck, J., Kölling, C. (2013). Das bayerische Standortinformationssystem. LWF aktuell, 94, 4-7.
- Beck, J.; Dietz, E., & Falk, W. (2012). Digitales Standortinformationssystem für Bayern. LWF aktuell, 87, 20-23.
- Böhner, J., & Selige, T. (2006): Spatial Prediction of Soil Attributes Using Terrain Analysis and Climate Regionalisation. In J. Böhner, K. R. McCloy, & J. Strobl (Eds.), SAGA – Analysis and Modelling Applications, Goettinger Geographische Abhandlungen, 115, 13-27.
- Genuchten van, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, 44(5), 892-898.
- GLA (Bayerisches Geologisches Landesamt) (2001). Bayernweite Schutzfunktionskarte der Grundwasserüberdeckung. Unveröffentlichte Erläuterung zur Karte.
- Häring, T., Dietz, E., Osenstetter, S., Koschitzki, T., & Schröder, B. (2012): Spatial disaggregation of complex soil map units: a decision-tree based approach in Bavarian forest soils. Geoderma, 185, 37–47.
- Hammel, K., & Kennel, M., (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München, 185, 117 S.
- Mette, T., Kolb, J., Schuster, O., Falk, W., & Klemmt, H.-J. (2019): BaSIS – Wasserhaushalt wird bodensensitiver. LWF aktuell, 120, 50–52.
- Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. Water Resources Research, 12(3), 513-522.
- Obladen, N., Dechering, P., Skiadaresis, G., Tegel, W., Keßler, J., Höllerl, S., Kaps, S., Hertel, M., Dulamsuren, C., Seifert, T., Hirsch, M., & Seim, A. (2021). Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. Agricultural and Forest Meteorology, 307, 108482.
- Osenstetter, S., Falk, W., Reger, B., & Beck, J. (2013): Wasser, Luft und Nährstoffe – alles, was ein Baum zum Leben braucht. LWF aktuell, 94, 12-17.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübbe, T., Nelson, D., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C., & Kahmen, A. (2020). A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. Basic and Applied Ecology, 45, 86-103.
- Taeger, S., & Kölling, C. (2016): Standortinformationssystem BaSIS. AFZ-DerWald 4|2016, 10-13.
- Thierfelder, S. (2020): Extremjahre im Laubwald. Entwicklungen und Maßnahmen in den Trockenjahren 2018/19 in Unterfranken. LWF aktuell, 2|2020, 10-13.
- Walther, L., Ganthaler, A., Mayr, S., Saurer, M., Waldner, P., Walser, M., Zweifel, R., & von Arx, G. (2021): From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. Science of the total Environment, 753, 141792.
- Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2023). Hochauflöste Klimaprojektionen für Deutschland. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 69-78.

- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 22-52.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 94-111.
- Wood, J. D., Gu, L., Hanson, P. J., Frankenberg, C., & Sack, L. (2023). The ecosystem wilting point defines drought response and recovery of a *Quercus-Carya* forest. Global Change Biology, <https://doi.org/10.1111/gcb.16582>.
- Wösten, J., Lilly, A., Nemes, A., & Bas, C. L. (1999). Development and use of a data base of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90, 169-185.

10 Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens

Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Henning Meesenburg

10.1 Einleitung

Durch den Klimawandel und andere Umweltbelastungen werden Wälder zukünftig Umweltfaktoren ausgesetzt sein, die sich in ihrer Kombination, Intensität und Dynamik grundsätzlich von denen der Vergangenheit unterscheiden (Ahrends et al., 2009; Jansen et al., 2008). In Mitteleuropa werden mit der globalen Erwärmung häufigere und länger andauernde Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen auftreten (Grillakis, 2019; Samaniego et al., 2018; Thiele et al., 2017; Ziche et al., 2021). Schon die sich bereits vollziehenden Klimaveränderungen zeigen z.B. für die Jahre 2018 – 2020 für große Teile Europas eine beispiellose Häufung an Trockenperioden (Buras et al., 2020; Rakovec et al., 2022). Neben direkten Auswirkungen der Trockenheit zeigt sich eine erhöhte Anfälligkeit für Schaderreger (Dobbertin et al., 2007; Patacca et al., 2023). Für die Forstplanung ergeben sich so neue und gesteigerte Herausforderungen, da sie zunehmend zeitlich dynamische Informationen und auch Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigen muss (Ahrends et al., 2023).

Eine Möglichkeit, die damit verbundenen Unwägbarkeiten zu verringern, sind Simulationsstudien, die sich mit den neuen Dynamiken und Mechanismen befassen (Thiele et al., 2009, 2017). Sie erlauben auf der Basis von Klimaszenarien (Wehberg & Böhner, 2023) und Baumarteigenschaften (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023) eine Einschätzung von durchschnittlichem Niveau und Variabilität des Trockenstresses, dem die Bestände in der Vergangenheit und der Zukunft ausgesetzt waren und sein werden. Räumlich explizite Standortsinformationen sind dafür eine unverzichtbare Grundlage (Petzold et al., 2014; Thiele et al., 2017), die wegen ihrer hohen räumlichen Auflösung nur von der forstlichen Standortskartierung bereitgestellt werden kann. Da die Kartierungen der forstlichen Standorte zum Teil schon Jahrzehnte zurückliegen, bietet die vorliegende Simulationsstudie darüber hinaus die Möglichkeit, die Bedeutung der Wasserhaushalts-Kategorien der Standortskartierung für die erwartete Trockenstressbelastung der Baumarten zu analysieren und die Dynamik dieser Beziehung unter Klimawandelbedingungen einzuschätzen.

Eine praktische Forstplanung und Risikoeinschätzung erfordert nicht nur die Simulation an Einzelstandorten, sondern die flächenhafte Modellierung auf Landschaftsebene. Hierfür bietet das mechanistische Wasserhaushaltmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001) mit seiner länderübergreifenden und artspezifischen Parametrisierung (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023) gute Voraussetzungen.

Neben der vergangenen Entwicklung des mittleren Trockenstressrisikos der Baumarten wird auch die aktuelle Trockenstressentwicklung der Fichte in den Trockensommern von 2018 – 2020 analysiert und in den Zusammenhang der längerfristigen Klimaveränderungen gestellt. Die für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung zur Verfügung gestellten Klimaprojektionen werden mit dem bisherigen Verlauf von Temperatur und Niederschlägen im Harz verglichen, um ihre Plausibilität einstufen zu können. Im Tiefland wird die standörtliche Variabilität insbesondere durch den Wechsel von grundwassernahen und grundwasserfernen Standorten geprägt. Für die boden- und baumartabhängige Berechnung des kapillaren Aufstiegs auf den grundwassernahen Standorten wird daher eine neue, bisher nicht in LWF-Brook90 enthaltene Korrekturrechnung verwendet.

In SzenarienSimulationen soll insbesondere die Frage untersucht werden, ob das Trockenstressrisiko je nach Baumartenwahl unterschiedlich ist. Mögliche zukünftige Effekte der heutigen Baumartenwahl können so durch die Modellierung aufgezeigt werden.

Im Folgenden wird beschrieben, wie sich die Standortskartierung in eine Bodenparametrisierung von LWF-Brook90 übersetzen lässt und welche Relief-, Grundwasser-, Klima- und Bestandesinformationen verwendet wurden. Für den Harz und die Tieflandregion Fuhrberger Feld wird dann die großflächige Anwendung des Modellsystems dargestellt, insbesondere im Hinblick auf die bisherige und zukünftige Trockenstressgefährdung der Baumarten.

10.2 Methoden

10.2.1 Die Testregionen Harz (Niedersachsen) und Fuhrberger Feld

Die Testregionen in Niedersachsen wurden so ausgewählt, dass beide Anwendungsbereiche des Geländeökologischen Schätzrahmens (NFP, 2007; NFP & LLUR, 2009) der Forstlichen Standortsaufnahme des Niedersächsischen Forstplanungsamtes Wolfenbüttel (NFP) Berücksichtigung finden. Für den Anwendungsbereich: „*Mittelgebirge, Bergland und Hügelland*“ wurde der Harz und für den Anwendungsbereich: „*Pleistozänes (Diluviales) Flachland*“ wurde das Fuhrberger Feld ausgewählt.

Der **niedersächsische Harz** umfasst den gesamten westlich und südwestlich des Brockenmassivs angrenzenden Westteil des Gebirges (Waldfläche 771 km²), der von Taleinschnitten abgesehen oberhalb von 400 m ü. NN liegt und an den Gebirgsrändern steil zum umgebenden Flachland hin abfällt. Die mit über 900 m höchsten Erhebungen liegen entweder am Rand des Brockenmassivs (Granit) oder im Bereich des Quarzitzugs Acker-Bruchberg, der die Region ungefähr in zwei Hälften teilt: Im nordwestlichen Teil (Oberharz und Hochharz) kommen zu den verbreiteten und kleinräumig wechselnden Ausgangsmaterialien Grauwacke, Tonschiefer, Kieselschiefer, Diabas, Sandstein, Kalkstein, Phyllit, Porphyrit und Konglomerate noch Quarzit, Granit, Gabbro und Gneis hinzu (Schröder & Fiedler, 1975). Die Bodenmächtigkeiten sind aufgrund der Gebirgslage überwiegend gering (unter 1 m), Profile mit lössbeeinflussten Hauptlagen direkt über der gesteinsgeprägten Basislage sind am weitesten verbreitet, auf Quarzit und Granit sind Podsole typisch (Gehrt et al., 2021). Die Bodenart ist oft schluffgeprägt, mit hohem Skelettanteil. Wegen der Höhenlage ist die Region außerordentlich niederschlagsreich und kühl. Die oft sauren Böden haben bisweilen mächtige Humusauflagen und sind in den höheren Lagen mit Fichte und in den tieferen Lagen überwiegend mit Buche bestockt.

Das Trinkwasserschutzgebiet **Fuhrberger Feld** in der Abgrenzung nach Böttcher et al. (1999) liegt mit einer Waldfläche von ca. 119 km² etwa 30 km nördlich von Hannover im Bereich der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaften (Geestniederung). Die 2-3 m mächtigen, glazifluviatilen, silikatarmen Fein- bis Mittelsande an der Oberfläche sind typisch für das norddeutsche Flachland und sind je nach Grundwasserflurabstand zu Gley-Podsolen oder Podsolen entwickelt (Ahrends, 2008). Der Porengrundwasserleiter wird von 20-30 m mächtigen quartären Sanden gebildet, die tertiären Tonsteinen oder kreidezeitlichen Ton-, Tonmergel und Mergelsteinen aufliegen (Lillich et al., 1973). Der Grundwasserflurabstand variierte ursprünglich zwischen wenigen Dezimetern in den Talsandgebieten bis zu über 20 Metern in den Bereichen der Hohen Geest. In weiten Teilen der Region liegt er heute allerdings zwischen 1 bis 4 m, hervorgerufen durch vertiefte Vorflut und erhöhte Trinkwasserentnahme. Wegen Grundwasserabsenkungen findet man heute oft noch Relikte ursprünglicher Gley-Podsole mit Grundwasserflurabständen von mehr als zwei Metern. Die Nährstoffversorgung der Waldbestände (überwiegend Kiefer) ist auf den unverlehmten und silikatarmen Sanden im Allgemeinen schwach. Für die Bestände gewährleistet das Grundwasser ein ständiges Wasserangebot im wurzelerreichbaren Raum, wodurch die Wasserversorgung auch in Trockenzeiten gesichert ist (Stüber et al., 1999).

10.2.2 Reliefinformationen

Als Höhenmodell wurde ein digitales Geländemodell 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. Die Geländehöhe und die Hangneigung der Polygone wurden als Mittelwerte berechnet. Bei der Exposition (0-360°) wurde der Median verwendet.

10.2.3 Standörtliche Grundlagen für die Projektregionen

Die niedersächsische Standortskartierung unterscheidet mit zwei verschiedenen Schätzrahmen zwischen dem Mittelgebirge, Berg- und Hügelland (NFP, 2007) und dem pleistozänen (diluvialen) Tiefland (NFP & LLUR, 2009). Sie wurde in den Projektregionen Harz (Niedersachsen) und Fuhrberger Feld flächendeckend für die Waldflächenpolygone der Standortskartierung angewendet. Zusätzlich liegen Bodenprofilaufnahmen von zahlreichen standortkundlich erfassten Waldstandorten in Niedersachsen vor, die den in den Projektregionen vorkommenden Standortstypen entsprechen.

In der niedersächsischen Standortskartierung werden Lageparameter wie Steilabsturz, Hangfuß oder Kuppe und ihre Beziehung zum Wasserhaushalt von Bergland- bzw. Tieflandstandorten in der Wasserhaushaltzahl (WHZ, 1-

29, bzw. 31-44) verschlüsselt. Das Bodensubstrat und die Bodenschichtung werden in der Substratzahl (1-7 bzw. 1-9) und der Lagerungszahl (bis zu 8 bzw. 9 Unterscheidungen) kategorisiert und die Nährstoffausstattung in der Nährstoffzahl (einheitlich 1-6). Diese Kategorien sind jeweils anhand von auffindbaren Merkmalen beschrieben und ergeben in ihrer Kombination den Grundtyp eines Standorts. Zusätzlich gibt es die Möglichkeit, weitere Besonderheiten und Differenzierungen als Variante des Grundtyps festzuhalten (weitere 69 Unterscheidungsmerkmale). Insgesamt ist die für das Bodenprofil bedeutende Information dadurch auf mehrere Variablen verteilt – eine Zuordnung von physikalischen Bodeneigenschaften wie Korngrößen Zusammensetzung oder Trockenrohdichte zu den Standortstypen existiert nicht. Aus diesem Grund musste die Zuordnung anhand der vorliegenden Bodenprofildaten von zahlreichen standeskundlich erfassten Waldstandorten erst generiert werden. Hierfür wurden die Horizontabfolge und Horizontmächtigkeiten aller zu einem Standorttyp vorliegenden Profile verglichen und durch Mittelwertbildung der nach Experteneinschätzung relevanten Merkmale ein Leitprofil erstellt (Abbildung 10.1). Fehlende Bodenprofile wurden unter Berücksichtigung der verfügbaren Standortsinformationen aus bestehenden Profilinformationen abgeleitet. Dabei wurde mindestens nach den Grundtypen unterschieden und bei ausreichender Datengrundlage auch nach Varianten differenziert (Abbildung 10.2). Weitere Informationen zu der Aggregationsmethode sind bei Hafner et al. (2017) zu finden.

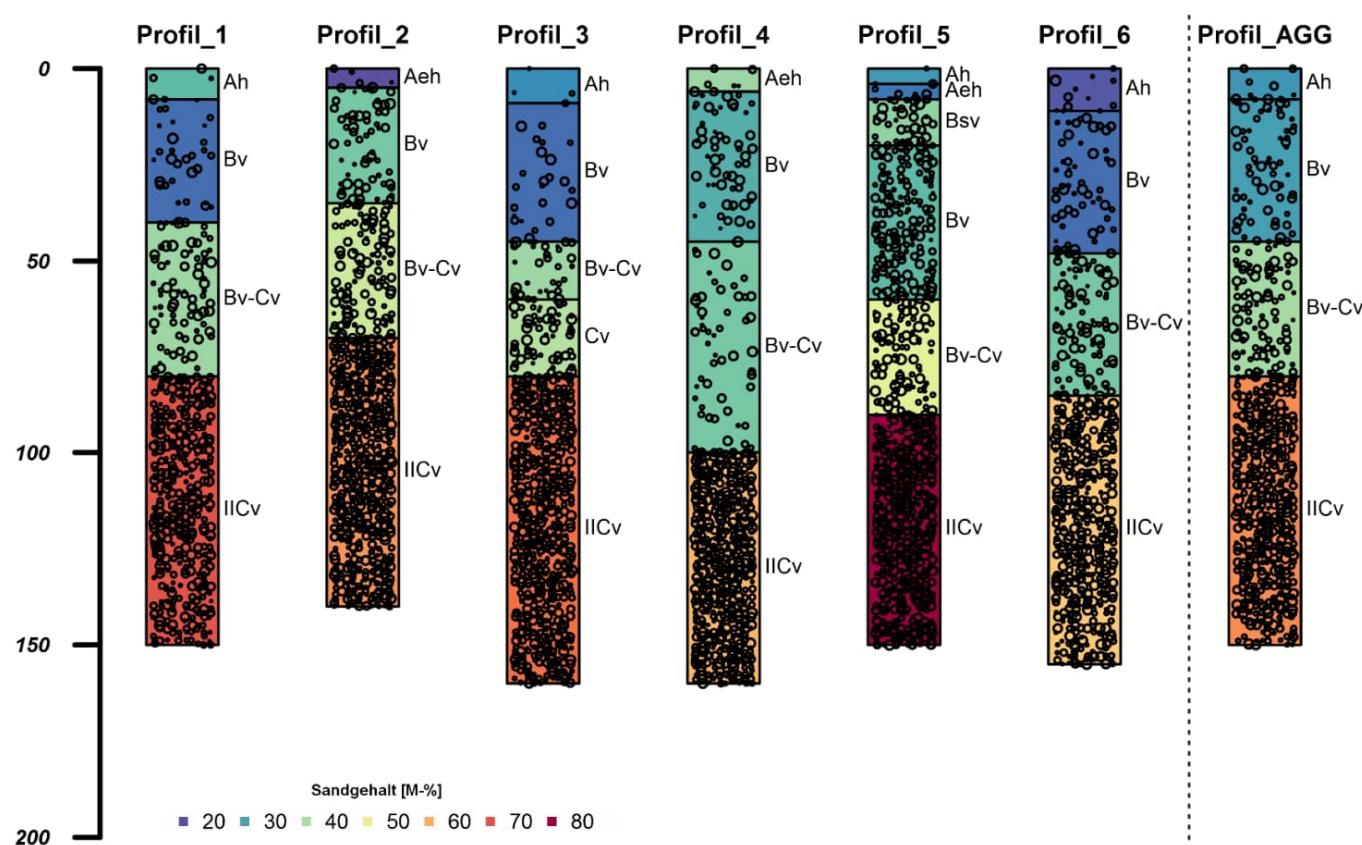


Abbildung 10.1: Expertenbasierte Aggregation der sechs zu einem niedersächsischen Standorttyp vorliegenden Bodenprofile zu einem Leitprofil (rechts), das eine typische Horizontabfolge, typische Horizontmächtigkeiten und auf dieser Basis gemittelte bodenphysikalische Eigenschaften aufweist (Ahrends et al., 2017).

10.2.4 Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020

Die kleinräumig wechselnden Reliefparameter erforderten insbesondere im Harz eine hoch aufgelöste Beschreibung der Klimavariablen. Hierzu wurden die täglichen Klimawerte für den Zeitraum 1961 bis 2020 von den Rasterzellen (250 m x 250 m) (Wehberg & Böhner, 2023) auf die Polygone der Standortskartierung übertragen (Mittelung in Abhängigkeit vom Flächenanteil). Dies erfolgte mit dem R-Package exactextractr (Baston, 2020).

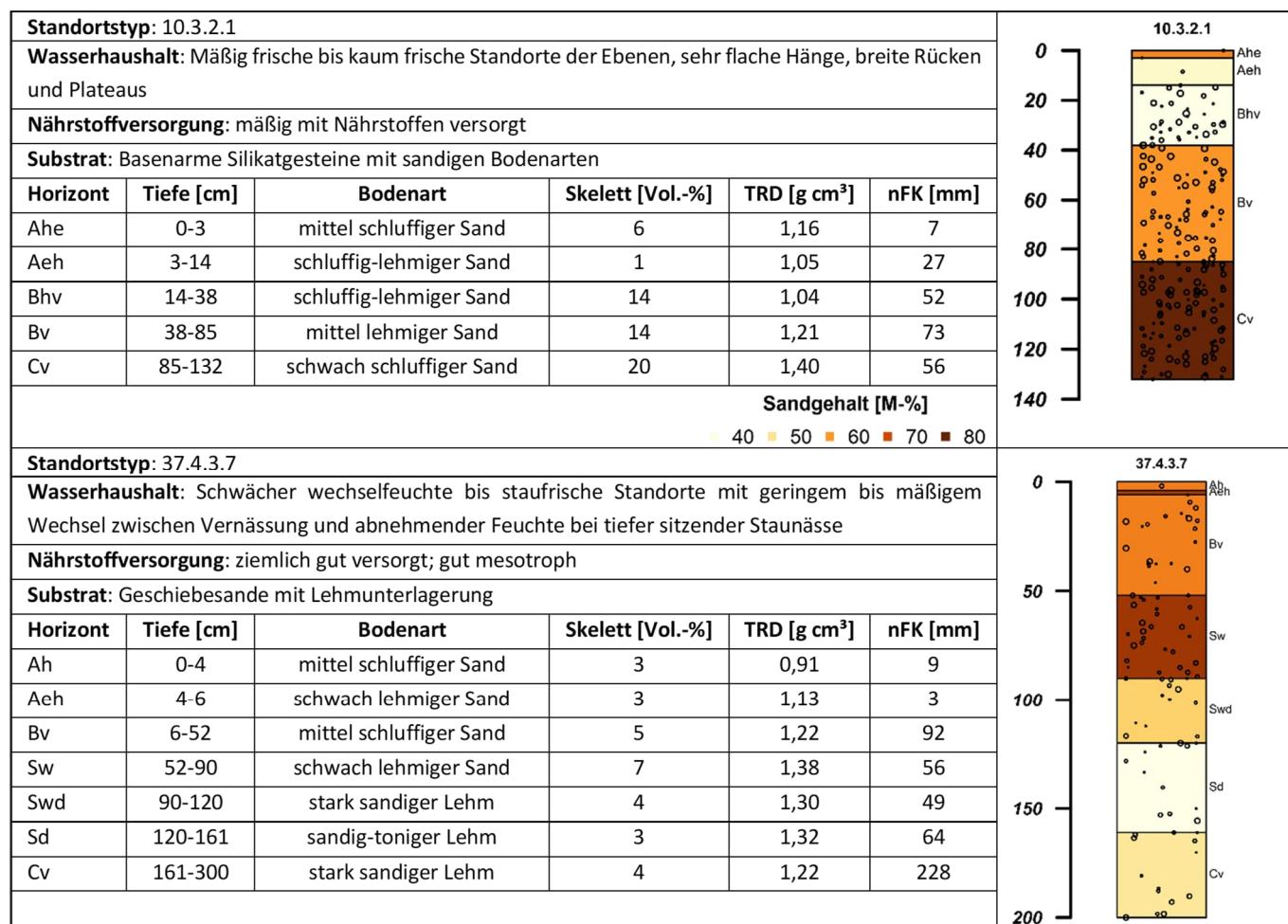


Abbildung 10.2: Beispiele für Standorttypen der niedersächsischen Standortskartierung und die ihnen zugeordneten Leitprofile (Ahrends et al., 2017).

10.2.5 Klimaszenarien für die zukünftige Entwicklung

Die zukünftige Entwicklung des Wasserhaushalts lässt sich auf der Basis von Klimaszenarien abschätzen, die sich insbesondere hinsichtlich der Annahmen zur Entwicklung der Treibhausgaskonzentrationen unterscheiden. Die hier verwendeten RCP-Szenarien gehen bis 2100 von einem zusätzlichen, durch den anthropogenen Treibhauseffekt bewirkten Strahlungsantrieb von 2,6 W/m², 4,5W/m² oder maximal 8,5 W/m² aus (Vuuren et al., 2011). Je nach den weiteren Annahmen zur globalen oder regionalen Luftmassenzirkulation kann derselbe Strahlungsantrieb aber unterschiedliche klimatische Entwicklungen bewirken, so dass es unterschiedliche Klimaprojektionen auf Basis desselben Szenarios gibt. Als klimatischer Antrieb für die Abschätzung des Wasserhaushalts bis zum Jahr 2100 wurden je eine Klimaprojektion auf Basis des RCP2.6-Szenarios (MPI-CLM RCP2.6) und des RCP4.5-Szenarios (MPI-CLM RCP4.5) verwendet. Des Weiteren wurden drei Klimaprojektionen auf Basis des RCP8.5-Szenarios verwendet: MPI-CLM RCP8.5, ECE-RAC RCP8.5 und CA2-CLM RCP8.5.

Von diesen Klimaprojektionen bedeutet die CA2-CLM RCP8.5-Projektion im Harz die höchste Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur, sie steigt demnach von 7.6°C in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 auf 12.6°C im Jahr 2100 (Abbildung 10.3). Die ECE-RAC RCP8.5-Projektion bedeutet eine Zunahme auf 11°C und die MPI-CLM RCP8.5-Projektion eine Zunahme auf ca. 10.4°C. Die MPI-CLM-Projektion für das RCP4.5-Szenario bedeutet dagegen nur eine Zunahme auf 8.7°C bis 2100 und nach dem MPI-CLM RCP2.6-Szenario gibt es im Harz bis 2100 keine Temperaturerhöhung im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020. In Bezug auf die Jahresniederschläge (Mittelwert der Klimanormalperiode 1991 - 2020: 1250 mm) gehen vier (niederschlagsreichere) Projektionen von einer Zunahme bis 2100 aus, nur die CA2-CLM RCP8.5-Projektion bedeutet eine Abnahme der mittleren Jahresniederschläge auf ca. 1200 mm. Am stärksten ist die Zunahme des Jahresniederschlags bei der ECE-RAC RCP8.5-Projektion,

hier werden 2100 über 1500 mm erwartet. Die MPI-CLM-Projektionen liegen diesbezüglich nah beieinander zwischen 1380 mm (RCP4.5) und 1450 mm (RCP 8.5). Da der gegenwärtig schon erreichte zusätzliche Strahlungsantrieb bereits $2,91 \text{ W/m}^2$ beträgt (Forster et al., 2023) werden im Folgenden insbesondere die Modellierungsergebnisse auf Basis der RCP4.5- und RCP8.5-Projektionen ausführlicher dargestellt.

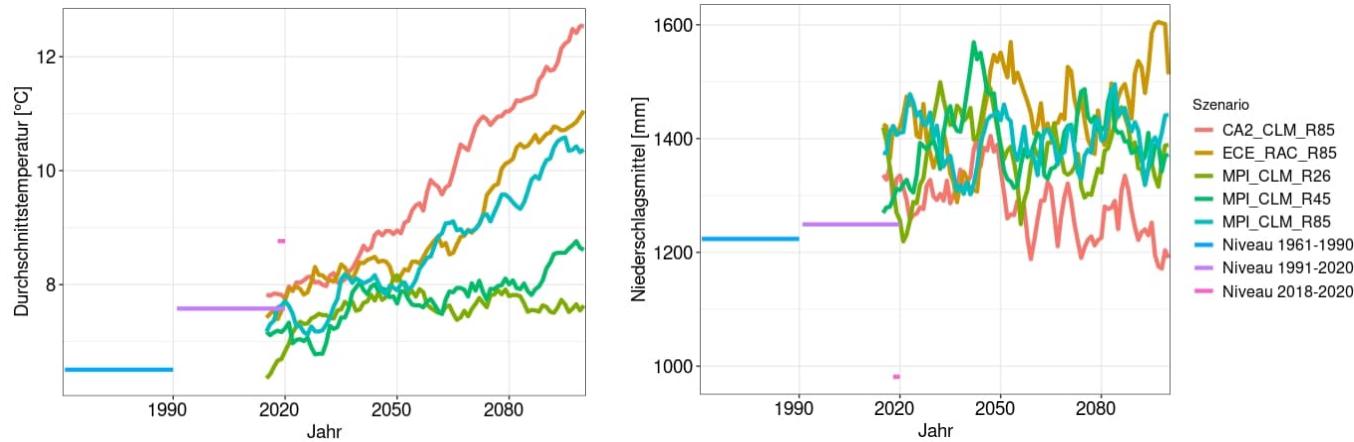


Abbildung 10.3: Jahresdurchschnittstemperatur ($^{\circ}\text{C}$, links) und mittlerer Jahresniederschlag (mm, rechts) der 5 verschiedenen Klimaszenarien als 10-jähriger gleitender Mittelwert im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben für die Waldstandorte im Harz (Niedersachsen), inklusive des stark abweichenden Niveaus der Jahre 2018-2020.

10.2.6 Retrospektive und prospektive Modellierung des Wasserhaushalts

Um den potenziellen Effekt der Baumarten bewerten zu können, wurden die Modellierungen für jedes Polygon für typische, gut wüchsige Reinbestände der fünf Baumarten Buche, Eiche, Fichte, Kiefer und Douglasie durchgeführt. Die Bestände der verschiedenen Baumarten sind in LWF-Brook90 mit ihren physiologischen Eigenschaften durch entsprechende Parameter repräsentiert, darunter z.B. ihre maximale stomatäre Leitfähigkeit, ihre Durchwurzelungstiefe, die Bestandeshöhe, ihre Phänologie und ihr Blattflächenindex (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023). Die hydraulischen Bodeneigenschaften (Wasserretention, hydraulische Leitfähigkeit nach Mualem – van Genuchten) wurden anhand der aus den aggregierten Bodenprofilen abgeleiteten bodenphysikalischen Eigenschaften mit Hilfe der Pedotransferfunktionen von Wessolek et al. (2009) abgeleitet. Die untersuchten Zeitscheiben umfassten retrospektiv und prospektiv in der Regel 30 Jahre: 1961 – 1990, 1991 – 2020, 2021 – 2050, 2051 – 2080 und 2081-2100. Zusätzlich wurden die Jahre 2018 – 2020 separat dargestellt, um die besondere Intensität der drei aufeinanderfolgenden Trockenjahre zu veranschaulichen.

Die Ergebnisse umfassen für jedes einzelne Polygon eine Fülle von berechneten Ausgabegrößen, die jeweils für die Zeitscheiben gemittelt wurden, darunter Trockenheitsindizes und Stauwasserindikatoren. Einen Überblick über alle 36 für jedes Polygon vorliegenden Ausgabegrößen gibt Fleck et al. (2023b).

10.2.7 Anwendung in den Testregionen

Dem kleinräumigen Wechsel von Hangneigung, Exposition, Bodenparametern und Klima im Harz wurde durch eine hohe räumliche Auflösung in den Wasserhaushaltssimulationen Rechnung getragen. Auf einer Waldfläche von 771 km^2 wurden 47616 Standortspolygone modelliert, hieraus ergibt sich eine mittlere Polygongröße von 1,6 ha.

Die größere Homogenität der Tieflandstandorte kommt dadurch zum Ausdruck, dass im Fuhrberger Feld 3748 forstliche Standortspolygone vorliegen, die im Durchschnitt mit 3,2 ha etwa doppelt so groß waren wie im Harz.

Aufgrund der in der Testregion Harz (Niedersachsen) insbesondere in den Jahren 2018 bis 2020 aufgetretenen großflächigen Waldschäden der Baumart Fichte und dem im Tiefland oft entscheidenden Grundwasseranschluss liegt der Schwerpunkt unserer Auswertungen auf den Trockenstressindikatoren und der jeweiligen Trockenstressdisposition der Baumarten. Um einen Trockenstressindikator zu verwenden, der sowohl die Intensität der jeweiligen Wassermangelsituation als auch die für das Entstehen von Schäden oft entscheidende Maximaldauer ihres Wirkens in der Vegetationsperiode berücksichtigt, wurde als Trockenstressindikator die auf dem Transpirationsquotienten (Tratio oder auch T/T_p) basierende Dauer der längsten Trockenstressphase der Vegetationsperiode verwendet, die das Kriterium $\text{Tratio} < 0,8$ erfüllt (im Folgenden genannt: Dauer von Trockenstressphasen vgl. Fleck et al., 2023b). Für die Berechnung von Mittelwerten wurden diese Trockenstressdauern nach Flächenanteil gewichtet.

10.2.8 Baumart- und bodenartspezifische Korrektur für den kapillaren Aufstieg

Entscheidend für eine praxisnahe Einschätzung des Trockenstressrisikos von Tieflandstandorten sind die Grundwasserflurabstände. Diese wurden anhand der kartierten Wasserhaushaltszahlen abgeleitet (Ahrends et al., 2016). Bei einem Wassergehaltsdefizit im Wurzelraum kann ein kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in Abhängigkeit von der Distanz zum Grundwasserspiegel auftreten. Weil der kapillare Aufstieg in LWF-Brook90 normalerweise nicht berechnet wird, wurde ein Verfahren implementiert, mit dem der kapillare Aufstieg in Abhängigkeit von Baumart und Bodenart im Anschluss an die Simulation als Korrektur ermittelt werden kann.

Die Abschätzung des jährlichen kapillaren Aufstiegs erfolgte in mehreren aufeinanderfolgenden Schritten: Zuerst wurde der anhand der Wasserhaushaltszahl zu erwartende Grundwasserstand des Standortspolygons ermittelt. Hieraus wurde mithilfe der Durchwurzelungstiefe der jeweiligen Baumart die Distanz der Grundwasseroberfläche von der Untergrenze des effektiven Wurzelraums (Grundwasserabstand) bestimmt. Die tägliche potenzielle kapillare Aufstiegsrate $kA_{pot,d}$ der jeweils vorliegenden Bodenart in Abhängigkeit vom Grundwasserabstand ergab sich dann mittels der Pedotransferfunktion nach Bug et al. (2020). Dabei wurden die bei besonders geringen Grundwasserabständen mit >5mm/d angegebenen Raten anhand einer linearen Extrapolation der Raten von höheren Grundwasserabständen abgeleitet, maximal (bei direktem Grundwasseraanschluss) wurden 10 mm/d angenommen. Bei der Ermittlung der potenziellen kapillaren Aufstiegsrate wurde zwischen den Sandbodenarten unterschieden, für die Torfbodenarten wurden über alle Torfarten gemittelte Werte verwendet. Bei der Hochrechnung zur jährlichen potenziellen kapillaren Aufstiegsrate (kA_{pot}) wurde von durchschnittlich 120 Tagen mit potenziellem kapillarem Aufstieg ausgegangen (Bug et al., 2020).

Da sich der potenzielle kapillare Aufstieg nur bei einem Wassergehaltsdefizit realisiert, wurde im Anschluss die Transpiration nur maximal um das Transpirationsdefizit ($T_{pot} - T$) korrigiert, das zuvor für die jeweilige Vegetationsperiode im Modell ermittelt worden ist:

$$T_{corr} = T + \min(T_{pot} - T, kA_{pot})$$

Aus der korrigierten Transpiration (T_{corr}) und der potenziellen Transpiration wurde dann für die Vegetationsperiode ein korrigierter Transpirationsquotient ($T_{ratio} = T_{corr}/T_p$) berechnet. An den Standorten, wo dieser korrigierte Transpirationsquotient genau 1 war, wurde dann die auf dem Transpirationsquotienten beruhende Trockenstressdauer (Fleck et al., 2023b) auf null reduziert.

10.2.9 Stratifizierung der Standortsdaten zu Frischestufen

Der Wasserhaushalt der kartierten Einheiten besteht aus 43 Stufen, zwischen denen durch das Hinzufügen einer oder mehrerer Varianten (trockener, frischer, grundwasserbeeinflusst, stauwasserbeeinflusst und quellig) weiter differenziert werden kann. Diese sehr differenzierten Wasserhaushaltzahl-Varianten-Kombinationen (WHZv) wurden zu aus Sicht der Standortskartierung plausiblen Gruppen für die statistische Auswertung zusammengefasst (Overbeck et al., 2011). Daraus resultierten für die Region Bergland fünf (BI_1 = nachhaltig frisch, BI_2 = frisch, BI_3 = mäßig frisch, BI_4 = sommertrocken, BI_5 = trocken und für die Region Tiefland vier grundwasserferne Frischestufen (TI_1 = frisch, TI_2 = mäßig frisch bis frisch, TI_3 = mäßig frisch, TI_4 = trocken). Insgesamt kamen im Harz 199 WHZv des Berglands vor und im Fuhrberger Feld 42 WHZv des Tieflands.

10.3 Ergebnisse

10.3.1 Retrospektive Modellierung des Wasserhaushalts im niedersächsischen Harz

Bei Fichtenbestockung haben in der Klimanormalperiode von 1961 bis 1990 Phasen mit deutlichem Trockenstress ($T_{ratio} < 0,8$) an den meisten Standorten im niedersächsischen Harz im Mittel nur einen Tag oder weniger angehalten. In wenigen Randlagen dauerten sie im 30-Jahres-Durchschnitt länger als einen Tag und lediglich auf den im Lee des Westharzes bei Bad Harzburg gelegenen Standorten und einigen Südhänglagen kamen regelmäßig Trockenstressperioden vor, die länger als 5 Tage gedauert haben (Abbildung 10.4 links).

Vergleicht man rückblickend die beiden Klimanormalperioden, so ist in der aktuellen Klimanormalperiode von 1991 bis 2020 eine langfristige Zunahme der Trockenstressdauern festzustellen. Zwar gab es keine Standorte mit regelmäßig über 10-tägigen Stressphasen, aber die Standorte mit Trockenstressphasen von 5-10 Tagen wurden häufiger und waren an allen Harzrändern und darüber hinaus zu finden (Abbildung 10.4 Mitte). Nur etwa die Hälfte der

Testregion Harz wies noch durchschnittliche Dauern von bis zu einem Tag auf.

In den letzten drei Jahren (2018 – 2020) gab es dann in den südlichen, oft südexponierten Randlagen und am Nordrand des niedersächsischen Harzes ungewöhnlich lange Phasen mit deutlichem Trockenstress bei Fichte. Im Durchschnitt der drei Jahre hielten sie an den meisten dieser Standorte länger als 10 Tage und oft auch länger als 25 Tage an. Nur kleine Teile der höheren und kühleren Lagen am regenreicherem Westrand und im zentralen Bereich waren auch in diesen drei Trockenjahren nicht von wesentlich erhöhten Trockenstressdauern betroffen (Abbildung 10.4 rechts).

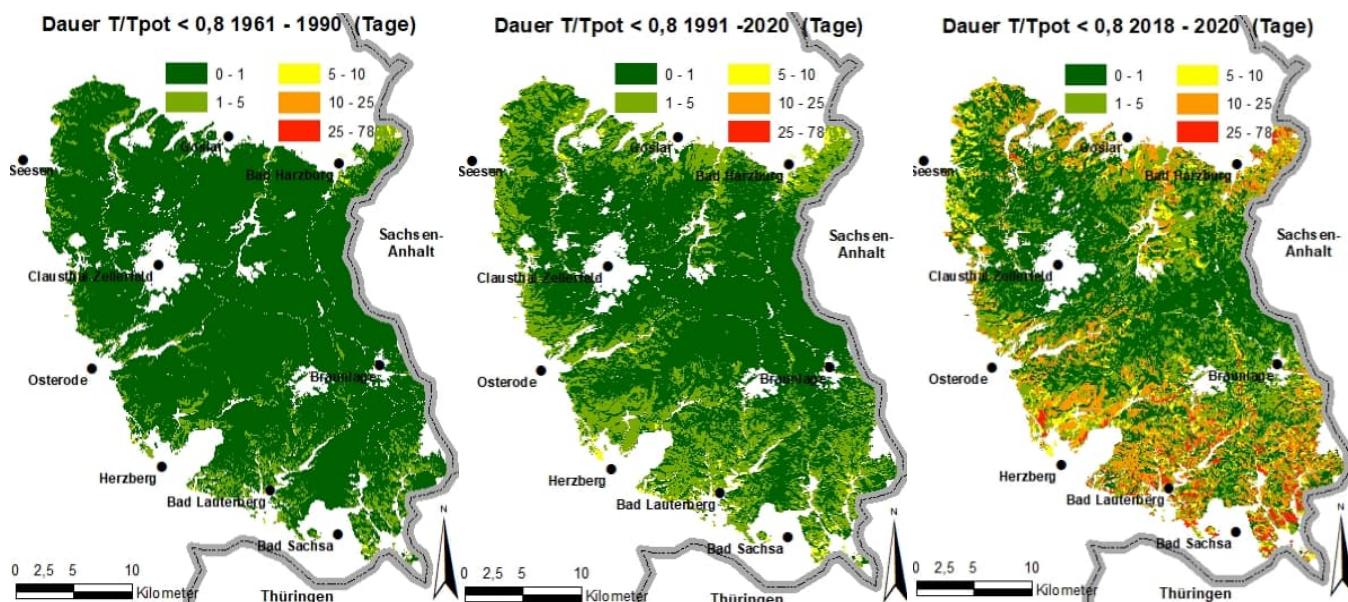


Abbildung 10.4: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz in der Periode 1961 – 1990 (links), in der aktuellen Klimanormalperiode 1991 – 2020 (Mitte) und in den Trockenjahren 2018 – 2020 (rechts).

Im Durchschnitt aller Standorte erhöhte sich die Trockenstressdauer bei Fichten im Verlauf der 30 Jahre zwischen den Klimanormalperioden von 0,4 Tagen auf etwa einen Tag. Diesem in absoluten Zahlen geringen Wert liegt mehr als eine Verdoppelung der Trockenstressdauern zu Grunde – sie stiegen um 150%. In den im Durchschnittswert „1 Tag“ enthaltenen letzten drei Jahren (2018 – 2020) betrug die mittlere Trockenstressdauer aller Standorte dann 5,5 Tage. Weil es sich bei den genannten Zahlen um räumliche Durchschnittswerte handelt, schließen sie immer auch Standorte mit wesentlich ungünstigeren Bedingungen ein. Im Beispiel des Durchschnittswerts von 5,5 Tagen waren rund 5% der Standorte dabei von Trockenstressdauern über 25 Tagen betroffen.

10.3.2 Projektionen der zukünftigen Trockenstressdauer bei Fichten im Harz

Die zukünftige Entwicklung der Trockenstressexposition wird hier für die im Harz aktuell dominierende Fichte dargestellt. In der Zeitscheibe 2021 – 2050 werden sich auf Basis der drei MPI-CLM-Klimaprojektionen die Trockenstressdauern für Fichten deutlich im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020 verringern (Abbildung 10.5 links und Mitte) und zwar auf Werte, die im regionalen Durchschnitt unter den Trockenstressdauern der älteren Klimanormalperiode 1961 – 1990 liegen. Dies bedeutet, dass Trockenstressphasen bei Fichten dann nur ein Drittel so lang oder noch kürzer anhalten dürften als in der Klimanormalperiode 1991 – 2020. Auch auf Basis der ECE-RAC RCP8.5-Projektion käme es im Mittel noch zu einer Halbierung der maximalen Trockenstressdauern in der Vegetationsperiode, die Situation wäre aber nicht mehr ganz so günstig wie 1961 – 1990 (Abbildung 10.5 rechts). Nur bei Verwendung des CA2-CLM-Szenarios ergibt sich schon in der Zeitscheibe 2021 – 2050 eine weitere Zunahme der Trockenstressdauern (Abbildung 10.6 links).

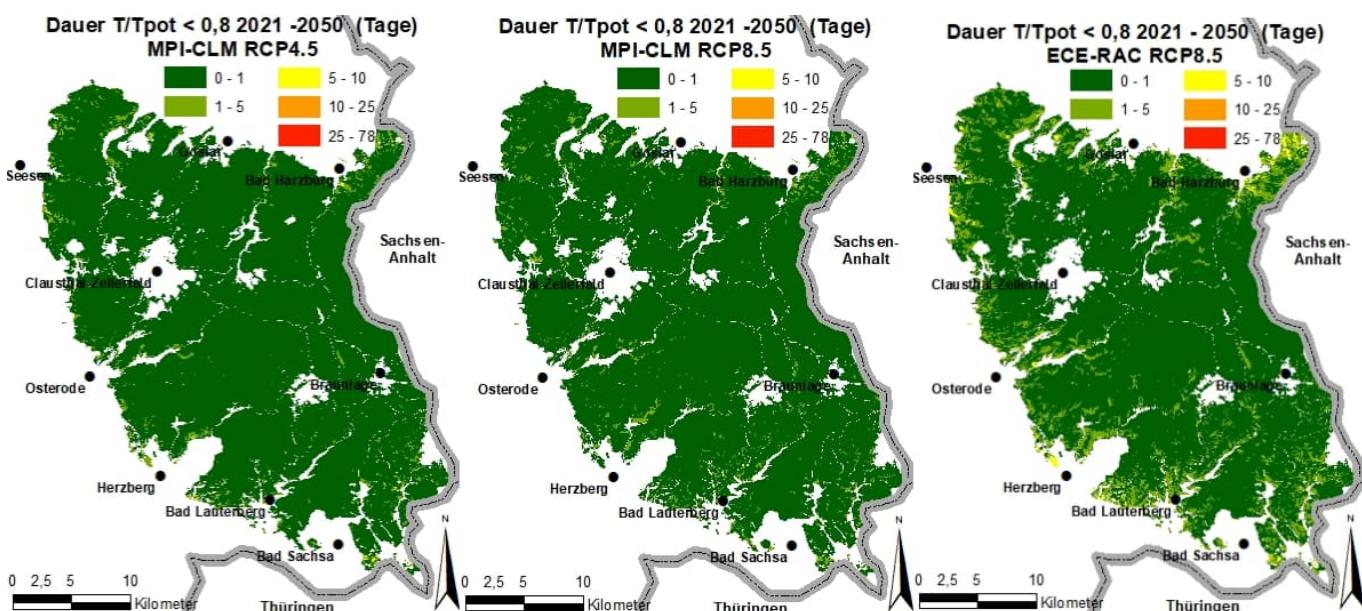


Abbildung 10.5: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz in der Periode 2021 – 2050, modelliert auf Basis der Projektionen MPI-CLM RCP4.5 (links), MPI-CLM RCP8.5 (Mitte) und ECE-RAC RCP8.5 (rechts).

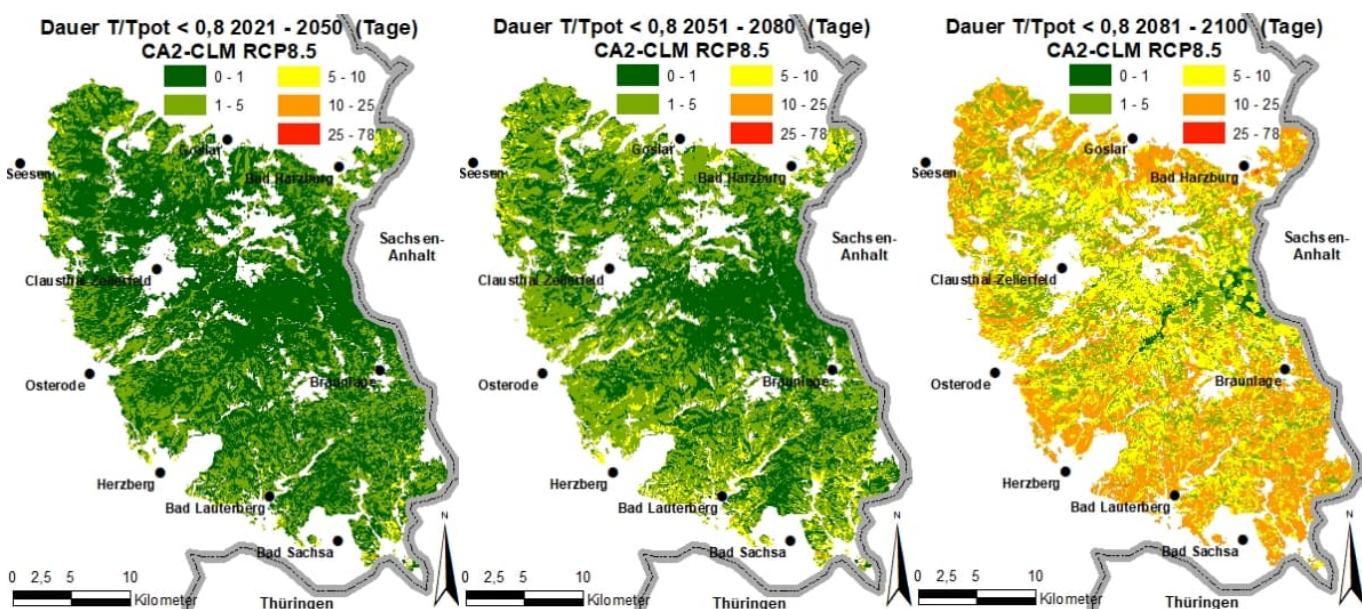


Abbildung 10.6: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei **Fichtenbestockung** im niedersächsischen Harz, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Perioden 2021 – 2050 (links), 2051 – 2080 (Mitte) und 2081 – 2100 (rechts).

In den darauffolgenden Zeitscheiben erhöhen sich die Trockenstressdauern in allen Klimaprojektionen, am stärksten bei der CA2-CLM RCP8.5-Projektion (Abbildung 10.6). Schon 2051 – 2080 gäbe es demnach nur auf den Gipfeln und in den Hochlagen des Oberharzes um den Acker-Bruchberg-Zug noch Bedingungen für die Fichte, die in Bezug auf die maximalen Trockenstressphasen etwa genauso günstig wären, wie es 1961 – 1990 noch fast überall im niedersächsischen Harz gewesen ist. In der Zeitscheibe 2081 – 2100 wären im größten Teil des Harzes dann Bedingungen typisch, die bisher nur als singuläre Ereignisse aus den Trockenjahren 2018 – 2020 bekannt sind. Die Variabilität zwischen den Jahren ist dabei nicht geringer als in den vorherigen Zeitscheiben, so dass auch Jahre mit wesentlich längeren Trockenstressphasen als 2018 – 2020 vorkommen.

Die Zunahme der Trockenstressdauern bis 2100 ist in den anderen Klimaprojektionen weniger extrem. So wird auf Basis der beiden RCP8.5-Projektionen (MPI-CLM, ECE-RAC) im Harz bis 2100 durchschnittlich etwa eine Trockenstressphasendauer erwartet, die der Situation aus der Klimanormalperiode 1991 – 2020 entspricht. Auf Basis der MPI-CLM RCP4.5-Projektion würden noch etwas kürzere Trockenstressphasendauern bei Fichtenbestockung im

Harz erwartet als in der Klimanormalperiode 1991 – 2020. Die MPI-CLM RCP2.6 Projektion führt zu Bedingungen, die sogar noch etwas günstiger wären als die, die aus dem Zeitraum 1961 – 1990 bekannt sind.

10.3.3 Baumartenspezifische Veränderungen der Trockenstressphasen im Harz

Im Vergleich zur Fichte liegen die Trockenstressdauern der anderen Baumarten schon in der aktuell gültigen Klimanormalperiode auf einem anderen Niveau: Bei den Laubbaumarten Buche und Eiche sind sie fast doppelt so lang wie bei Fichten, während sie bei Kiefern und Douglasien deutlich kürzer sind als bei Fichten. Dabei haben die anderen Baumarten im Vergleich zur älteren Klimanormalperiode 1961-1990 eine ähnliche Steigerung der Trockenstressdauern erfahren wie die Fichte: Bei Buche und Eiche stiegen die Trockenstressdauern innerhalb von 30 Jahren um 100%, bei Kiefer sogar um 250% und bei Douglasie um 300%. Bis zur Zeitscheibe 2051 – 2080 wird auf Basis der ungünstigsten Klimaprojektion (CA2-CLM RCP8.5) mit einer weiteren Steigerung der Trockenstressdauern gerechnet, bei Eiche um +35%, Buche +28%, Fichte +100%, Kiefer +128% und Douglasie +125% (Abbildung 10.7).

Auf Basis aller anderen Klimaprojektionen gibt es dagegen bis 2080 nur Verringerungen bei allen Baumarten, die so jeweils wieder ungefähr auf dem Niveau der Trockenstressdauern des Zeitraums 1961 – 1990 liegen.

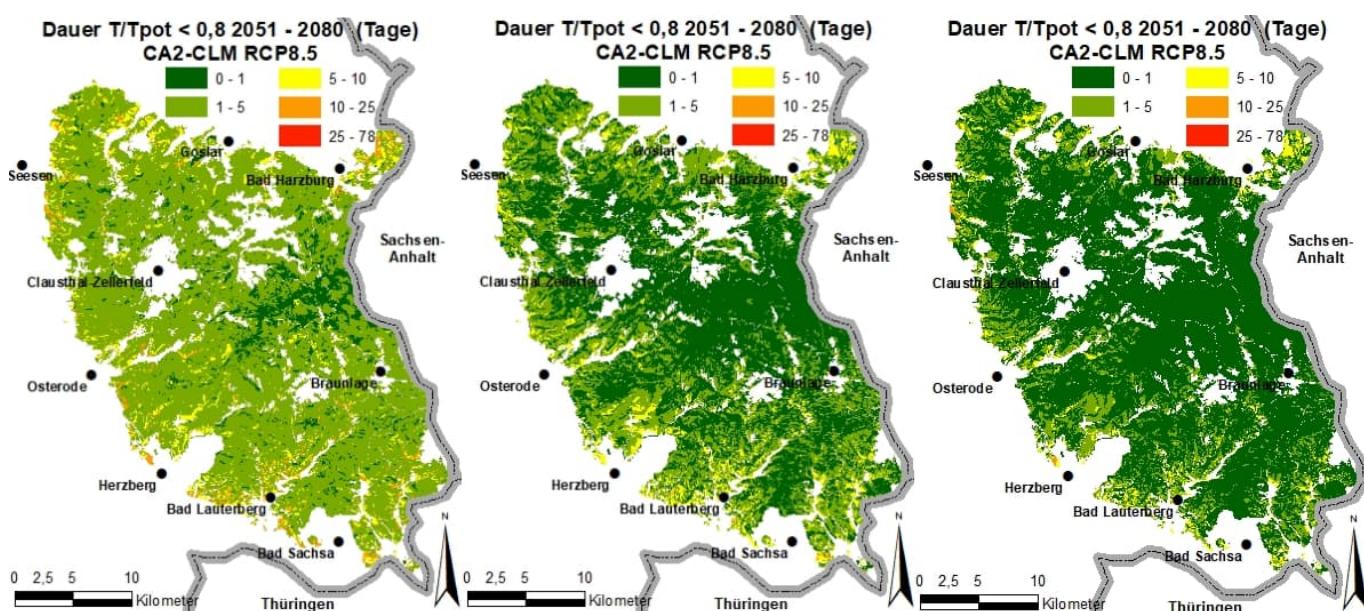


Abbildung 10.7: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen im niedersächsischen Harz im Zeitraum 2051 – 2080, modelliert auf Basis der CA2-CLM RCP8.5-Projektion für die Baumarten **Buche** (links), **Kiefer** (Mitte) und **Douglasie** (rechts).

10.3.4 Trockenstress auf Tieflandstandorten: Bedeutung des kapillaren Aufstiegs

Im Vergleich zu den Berglandstandorten sind Tieflandstandorte wie das Fuhrberger Feld seit jeher höheren Temperaturen ausgesetzt. Die den Wassermangel verstärkenden Faktoren im Bergland wie eingeschränkter Wurzelraum, Verluste oberflächlich abfließenden Wassers und schnellere Austrocknung auf Südhanglagen haben hier eine geringere Bedeutung, stattdessen gibt es für Standorte mit wurzelerreichbarem Grundwasseranschluss ein ständiges Wasserangebot, wodurch die Wasserversorgung auch in Trockenzeiten gesichert werden kann.

Das Tieflandschema des Geländeökologischen Schätzrahmens sieht für grundwassergeprägte Standorte die Wasserhaushaltszahlen 31-35 vor, welche alle auch im Fuhrberger Feld gefunden wurden (Abbildung 10.8).

Besonders bei den flacher wurzelnden Baumarten weisen die weniger stark grundwasserbeeinflussten Standorte (WHZ 34, 35) auch geringere kapillare Aufstiegsraten auf, so dass es dort auch schon in der Vergangenheit zu modellierten Trockenstressphasen mit einem Ratio unter 0,8 kam. Die Korrektur für den kapillaren Aufstieg berücksichtigt diesen in der Wasserhaushaltszahl enthaltenen Unterschied zwischen den Grundwasserstandorten.

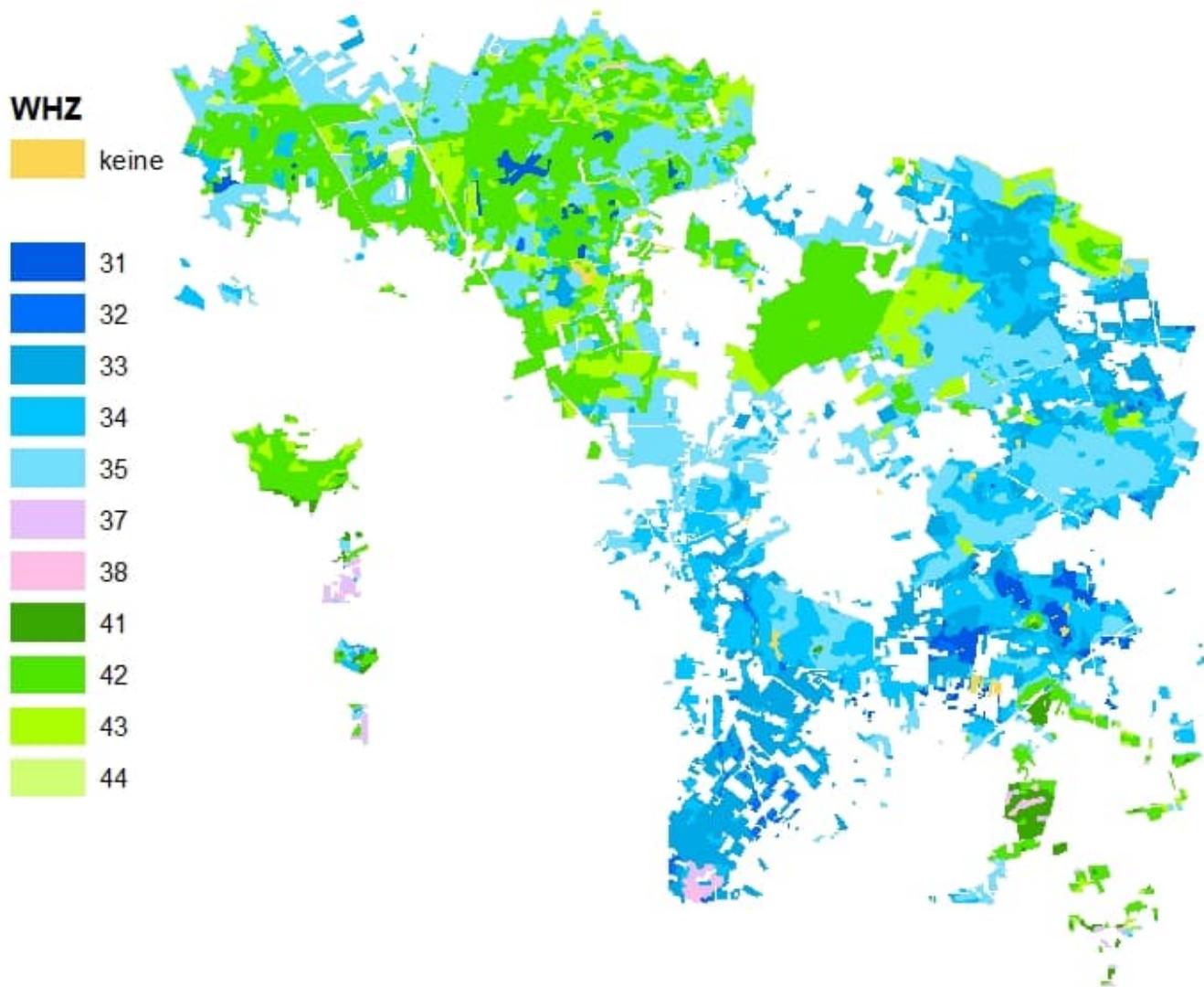


Abbildung 10.8: Karte der Wasserhaushaltszahlen (Tieflandschema) von Waldstandorten im Fuhrberger Feld.. 31: Moorstandorte (Hoch-, Übergangs-, Nieder-, Quell-, Bruchmoore), (Grund-)wasserstand 0 cm unter Geländeoberfläche (uGOF); 32: sehr stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ϕ 40 cm uGOF in der Vegetationszeit (idV); 33: stark grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ϕ 80 cm uGOF idV; 34: mäßig grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ϕ 130 cm uGOF idV; 35: schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste Standorte, Grundwasser ϕ 200 cm uGOF idV; 37: schwächer wechselfeuchte bis kaum frische Standorte des Tieflands; 38: stärker wechselfeuchte bis staufeuchte Standorte; 41: Frische und vorratsfrische Standorte; 42: Mäßig frische Standorte; 43: mäßig sommertrockene Standorte; 44: Trockene (sommertrockene) Standorte.

Die Einschätzung des Wasserhaushalts an den grundwasserbeeinflussten Standorten unterscheidet sich aber vor allem grundlegend in Abhängigkeit davon, ob der kapillare Aufstieg überhaupt berücksichtigt wurde. Für das gesamte Fuhrberger Feld und die hier verbreitete Baumart Kiefer würde eine Wasserhaushaltssimulation mit LWF-Brook90 ohne kapillarem Aufstieg für die Jahre 1961 – 2020 aufgrund der relativ geringen Wasserspeicherfähigkeit der Böden einen durchschnittlichen Transpirationsquotienten von 0,63 in der Vegetationsperiode ergeben, was in diesem Fall einer durchschnittlichen Trockenstressdauer von 5,7 Tagen entspricht. Durch die Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs auf grundwasserbeeinflussten Standorten zeigt sich aber ein wesentlich höherer durchschnittlicher Transpirationsquotient (0,79, Abbildung 10.9) und die berechnete Trockenstressdauer war um 54% niedriger (2,6 Tage). Bei einer flachwurzelnden Baumart wie der Fichte, die das kapillar aufsteigende Grundwasser auf vielen Standorten nicht erreicht, bewirkt die Korrekturrechnung dagegen nur eine Verringerung der Trockenstressdauer um 29% (5,2 Tage mit Korrektur, statt 7,3 Tage ohne baumart- und bodenartspezifische Korrektur für den kapillaren Aufstieg).

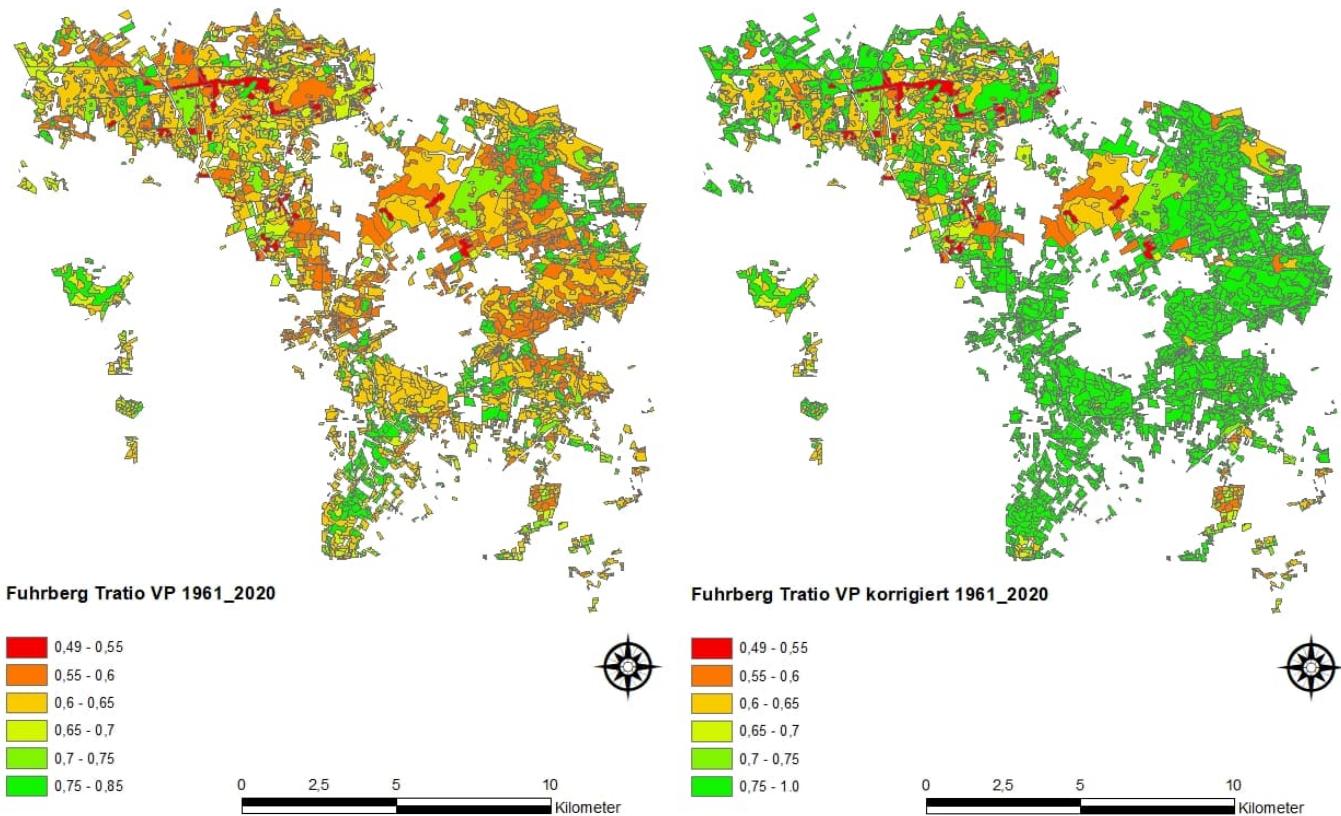


Abbildung 10.9: Mittlerer, auf die Vegetationsperiode bezogener Transpirationsquotient ($\text{Tratio} = T/T_{\text{Pot}}$) der Waldstandorte im Fuhrberger Feld bei **Kiefernbestockung** für den Zeitraum 1961 – 2020, links ohne und rechts mit nachträglicher Korrektur für den kapillaren Aufstieg.

10.3.5 Entwicklung der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld

Die ebenfalls unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs ermittelten Trockenstressdauern für das Fuhrberger Feld in der Vergangenheit und Zukunft sind in Tabelle 10.1 dargestellt. Bei der im Tiefland vorherrschend angebauten Baumart Kiefer erhöhten sich die Trockenstressdauern in den 30 Jahren zwischen den Klimanormalperioden 1961 – 1990 und 1991 – 2020 von 1,8 auf 2,6, das entspricht einer Zunahme um 44%. Bei den anderen Baumarten gab es im Vergleich der beiden Klimanormalperioden Zunahmen in ähnlichem Umfang (+41% bis +67%). Die Trockenjahre 2018 – 2020 waren für fast alle Baumarten mit stark erhöhten Trockenstressdauern verbunden,

Tabelle 10.1: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im Fuhrberger Feld für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion

	Eiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
1961 – 1990	2,1	2,4	3,1	1,8	2,2
1991 – 2020	3,2	3,6	5,2	2,6	3,1
2018 – 2020	5,1	4,7	8,6	2,8	4,6
2018 – 2020 Standortmaximum	18,7	19,7	22,3	17,6	27,0
2021 – 2050 CA2-CLM RCP8.5	2,9	2,6	4,3	2,2	2,2
2021 – 2050 ECE-RAC RCP8.5	2,4	2,6	3,7	2,1	3,0
2021 – 2050 MPI-CLM RCP8.5	2,4	2,6	3,7	2,1	3,0
2021 – 2050 MPI-CLM RCP4.5	2,2	2,2	4,9	2,7	3,8
2021 – 2050 MPI-CLM RCP2.6	1,4	1,6	2,3	1,7	1,9
2051 – 2080 CA2-CLM RCP8.5	3,1	3,4	5,6	2,8	4,3
2051 – 2080 ECE-RAC RCP8.5	2,1	2,4	3,2	2,5	2,8
2051 – 2080 MPI-CLM RCP8.5	2,1	2,4	3,2	2,5	2,8
2051 – 2080 MPI-CLM RCP4.5	1,9	2,2	2,5	1,8	2,3
2051 – 2080 MPI-CLM RCP2.6	2,3	2,1	3,1	1,9	2,5
2081 – 2100 CA2-CLM RCP8.5	3,8	5,4	8,6	3,6	5,3
2081 – 2100 ECE-RAC RCP8.5	2,3	2,6	4,5	2,3	3,7
2081 – 2100 MPI-CLM RCP8.5	2,3	2,6	4,5	2,3	3,7
2081 – 2100 MPI-CLM RCP4.5	2,5	2,7	3,6	2,4	2,8
2081 – 2100 MPI-CLM RCP2.6	2,4	2,4	3,4	1,9	2,7

wenn man sie mit dem Durchschnittswert der Klimanormalperiode 1991 – 2020 vergleicht, nur bei der am wenigsten Wasser durch die Transpiration verbrauchenden Kiefer gab es lediglich eine ganz leichte Erhöhung der Trockenstressdauer im Vergleich zum langjährigen Mittelwert. Auch an den am extremsten von Trockenstress belasteten Standorten des Fuhrberger Feldes war die berechnete Trockenstressdauer bei Kiefern deutlich geringer als bei den anderen Nadelbaumarten.

Für die zukünftige Entwicklung würde bei vier Klimaprojektionen eine Verringerung der Trockenstressdauer bis zum Jahr 2100 im Vergleich zur aktuell gültigen Klimanormalperiode bei fast allen Baumarten eintreten. Eine Ausnahme ist die Entwicklung bei der Douglasie, hier würde auf Basis der MPI-CLM RCP8.5-Projektion und der ECE-RAC RCP8.5-Projektion eine Zunahme der Trockenstressdauer um 19% bis zum Jahr 2100 resultieren.

Nur die CA2-CLM RCP8.5-Projektion führt bis 2100 bei allen Baumarten zu einer Zunahme der Trockenstressdauern. Die Entwicklung wäre in dem Fall bei Buche, Douglasie und Fichte am kritischsten (Verlängerung der Trockenstressdauer um +65% bis +75%). Am geringsten würden sich in dieser trockensten Klimaprojektion die Trockenstressdauern bei Eiche (+19%) und Kiefer (+29%) erhöhen. Im Fall der Eiche fände der Anstieg der Trockenstressdauern selbst in der CA2-CLM RCP8.5-Projektion erst in der letzten Zeitscheibe (2081 – 2100) statt.

10.3.6 Vergleich von Wasserhaushaltzahlen und Trockenstressdauern

Da die stärksten Veränderungen bis 2100 auf Basis der CA2-CLM RCP8.5 Projektion erwartet werden und es in den Testregionen Bergland (Fichte) und Tiefland (Kiefer) jeweils flächenmäßig sehr dominante Baumarten gibt, wurden die Berechnungen für diese Baumarten in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 und im Zeitraum 2081 – 2100 (CA2-CLM RCP8.5) separat nach Frischestufen ausgewertet. Aus den jeweils vorkommenden Standortspolygonen einer WHZv wurde hierzu der WHZv-typische Mittelwert der Trockenstressdauer berechnet und die Ergebnisse sortiert nach Frischestufen dargestellt (Abbildung 10.10).

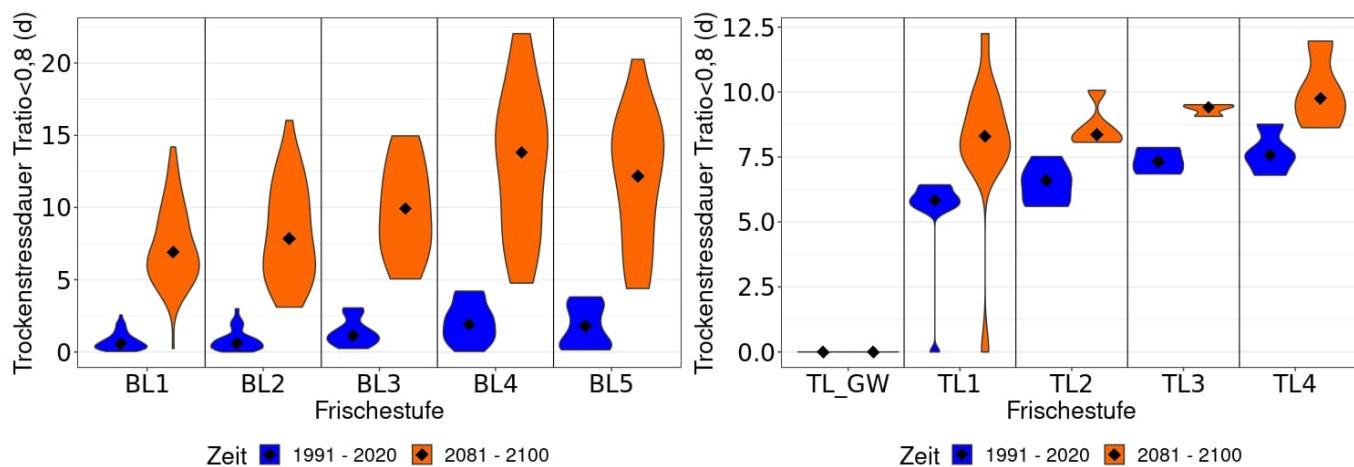


Abbildung 10.10: Typische Trockenstressdauern für die Frischestufen terrestrischer Böden im Bergland (links – BL1-BL5) und im Tiefland (rechts – TL1-TL4) und grundwasserbeeinflußte Standorte: TL_GW in der Klimanormalperiode 1991 – 2020 (blau) und – basierend auf der CA2-CLM RCP8.5-Projektion – in der Zeitscheibe 2081 – 2100 (rot). Die Berechnungen wurden für die jeweils typischen Baumarten Fichte (Bergland) und Kiefer (Tiefland) in den Testregionen niedersächsischer Harz und Fuhrberger Feld durchgeführt. Die schwarzen Rauten geben den Median der vorkommenden WHZv in jeder Frischestufe an.

Von den Bergland-Frischestufen nahm im Harz die Frischestufe BL2 (frisch) mit 61% den größten Flächenanteil ein, gefolgt von den Frischestufen BL1 (13%), BL3 (12%) und BL4 (7%). Die Frischestufe BL5 nimmt nur etwa 0.5% der Fläche aller Waldstandorte ein und die stauwassergeprägten, grundwassergeprägten und Moorstandorte bilden zusammen die restlichen 7%. Die nach dieser Projektion erwartete Zunahme der Trockenstressdauern ist immens und bedeutet in den Frischestufen BL1 und BL2 typischerweise eine Steigerung auf das Zehnfache, während in den Frischestufen BL3, BL4 und BL5 eine Steigerung auf das Sechsfache (BL4) bzw. Siebenfache (BL3 und BL5) zu erwarten ist (Abbildung 10.10, links). Durch diese Veränderungen würde sich die Rangfolge der Frischestufen im Bergland nicht ändern. Für die Frischestufe BL5 ist in beiden Zeitperioden eine geringere Trockenstressdauer typisch als für die Frischestufe BL4. Bei der Frischestufe BL5 ist außer dem geringen Flächenanteil zu beachten, dass sie im Harz mit 1460 mm gegenwärtig die höchsten Jahresniederschläge erfährt, während außer den Moorgebieten (1405 mm) alle anderen Frischestufen nur ca. 1300 mm Niederschlag erhalten (z.B. BL4: 1280 mm).

Im Fuhrberger Feld nehmen die grundwassergeprägten Standorte mit 54% den größten Flächenanteil ein. Die Frischestufen der grundwasserfernen Standorte umfassen 24% (TL3), 11% (TL1), 10% (TL4) und 2% (TL2) der Gesamtwaldfläche. Während die Trockenstressdauer auf allen grundwasserbeeinflussten Standorten bei Kiefernbestockung konstant bei null lag, variierte sie auf den grundwasserfernen Standorten entsprechend der Frischestufen zwischen 5,5 und 7,7 Tagen in der Klimanormalperiode 1991 – 2020.

Durch den Klimawandel (CA2-CLM RCP8.5-Projektion) kann die Trockenstressdauer in der feuchtesten Frischestufe (TL1: +48%) etwas stärker ansteigen als in den trockeneren Frischestufen (TL2: +34%, TL3: +27%, TL4: +31%). Hierdurch verschieben sich die Verhältnisse zwischen den Frischestufen TL1 und TL2 etwas. Die Rangfolge der Frischestufen ist durch die zu erwartenden Veränderungen in dieser Klimaprojektion aber nicht beeinträchtigt.

10.4 Diskussion

Die durch den voranschreitenden Klimawandel schon erfolgten Verlängerungen in der Trockenstressdauer und auch ihre zukünftig möglicherweise noch zu erwartenden Veränderungen fallen im Bergland viel größer aus als im Tiefland und sind insgesamt kritischer zu beurteilen. So gab es im Bergland schon in der Vergangenheit bei allen Baumarten mindestens eine Verdopplung der Trockenstressdauern, während im Tiefland lediglich eine Zunahme der Trockenstressdauern um ca. 50% des Ausgangswerts aus der älteren Klimanormalperiode 1961 – 1990 erfolgte (Tabelle 10.1 Fuhrberger Feld und Tabelle 10.2 Harz). Dabei waren die außerordentlich geringen Ausgangswerte der Trockenstressdauern im Bergland durch die besonders hohen Niederschläge und geringen Temperaturen begründet, die dem Harz auch bundesweit eine klimatische Sonderstellung verschaffen (Fleck et al., 2022). Durch die schon erfolgten Klimaveränderungen relativierte sich diese Sonderstellung im Vergleich zum Tiefland deutlich. Bis her für den Fichtenanbau geeignete Standorte verloren diese Einstufung insbesondere seit den drei aufeinanderfolgenden Trockensommern 2018 – 2020, bei denen es ab 2019 und heute immer noch anhaltend zu starkem Schädlingsbefall kam. Auffällig an den zunehmenden Trockenstressdauern für Fichten im Harz in diesen drei Jahren ist die zunehmende Fragmentierung der Gebiete, in denen es weiterhin die für die aktuell gültige Klimanormalperiode typischen geringen Trockenstressdauern < 1 Tag für Fichten gab (Abbildung 10.4 rechts). Gebiete mit starker trockengestressten Fichten (>10 Tage) liegen so quasi überall im Harz nur wenige Kilometer von den besten und sichersten Standorten entfernt und dies ist eine neue Qualität, die es vor den Klimaveränderungen zwischen den letzten beiden Klimanormalperioden im Harz nicht gab.

Im wärmeren und weniger niederschlagsreichen Tiefland waren die Trockenstressdauern aller Baumarten schon vor diesen Entwicklungen höher als im Harz der aktuell gültigen Klimanormalperiode. Baumarten wie die Fichte werden hier schon traditionell kaum angepflanzt, auch weil sommerliche Trockenheit mit Bodenwassermangel das Risiko für Borkenkäferbefall erhöht und die Fichte dadurch auf wenig wasserspeichernden Böden im Tiefland als nicht standortgerecht gilt (Otto et al., 2020). Die Zunahme der Trockenstressdauern im Tiefland vollzog sich in der Vergangenheit langsamer als im Bergland und erforderte daher schon früher den Anbau von Baumarten, die für die dort wärmeren Bedingungen geeignet sind.

Die dargestellten Unterschiede in der Trockenstressdauer der Baumarten sind in den artspezifischen Physiologien begründet und zeigen die Folgen ihrer unterschiedlichen Wassernutzungsstrategien. Hinzu kommen hier nicht abgebildete Stresstoleranzmechanismen: So können Laubbäume bei Trockenstress die Blattwasserspannung verringern oder im Extremfall auch die Blätter abwerfen und so die transpirierende Oberfläche verringern, ohne dass dadurch das Überleben des Baums gefährdet ist. Eichen sind durch ihre bei Verringerung der Blattwasserspannung länger aufrecht erhaltene Blattelastizität bei diesem Adoptionsmechanismus effektiver als Buchen (Backes & Leuschner, 2011), zudem haben sie das stabilere Wasserleitungssystem. Die wichtigste Adaption der Nadelbäume an Trockenstress ist dagegen ihr im Verhältnis zu Laubbäumen generell geringerer Wasserverbrauch für die Transpiration (Fleck et al., 2023a) und die Möglichkeit, ihn durch Stomataschluss noch stärker einzuschränken als das bei Laubbäumen der Fall ist (Duursma et al., 2019). Das Abwerfen der Blattorgane wird bei ihnen dagegen als Notfallreaktion bewertet, um Schäden am Wasserleitungssystem zu vermeiden (Nadal-Sala et al., 2021), weil die verlorenen Nadeln – anders als bei Laubbäumen - nicht in derselben Vegetationsperiode nachwachsen können. Beim Vergleich zwischen den Baumarten sollte bedacht werden, dass ein artspezifisches abiotisches oder biotisches Mortalitätsrisiko im Modell nicht abgebildet wird. Damit können hier nur Reaktionen von vitalen Beständen auf unterschiedliche Wasserverfügbarkeit dargestellt werden.

Ein direkter Vergleich der Trockenstressdauern zwischen den Baumarten ist nur eingeschränkt und am ehesten

innerhalb der Laubbaumarten bzw. innerhalb der Nadelbaumarten möglich. Klassenübergreifend vergleichbar sind stattdessen die artspezifischen Steigerungsraten der Trockenstressdauer zwischen den betrachteten Zeitscheiben. Sie waren in der Vergangenheit im Harz bei den Nadelbaumarten höher als bei den Laubbaumarten und würden auch bei allen RCP 8.5-Projektionen bis zum Jahr 2100 bei Nadelbäumen gravierender sein als bei den Laubbaumarten. Unter den Nadelbaumarten wies die Fichte in der Vergangenheit, auch 2018 – 2020, die höchsten Trockenstressdauern auf und das würde auch in Zukunft bei allen Szenarien im Vergleich der drei Nadelbaumarten erwartet.

Tabelle 10.2: Regionsmittelwerte der Trockenstressdauern im **Harz** für die Zeitscheiben in Vergangenheit und Zukunft in Abhängigkeit von der Baumart und der für zukünftige Zeitscheiben jeweils verwendeten Klimaprojektion

	Eiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
1961 - 1990	1,3	1,1	0,4	0,2	0,1
1991 - 2020	2,6	2,2	1,0	0,7	0,4
2018 - 2020	8,4	7,4	5,5	3,7	3,0
2018 – 2020 Standortmaximum	52,7	51,7	50,3	42,3	46,7
2021 – 2050 CA2-CLM RCP8.5	2,8	2,4	1,2	1,0	0,7
2021 – 2050 ECE-RAC RCP8.5	1,2	1,1	0,5	0,2	0,2
2021 – 2050 MPI-CLM RCP8.5	0,7	0,5	0,2	0,2	0,1
2021 - 2050 MPI-CLM RCP4.5	0,9	0,8	0,3	0,2	0,1
2021 – 2050 MPI-CLM RCP2.6	0,6	0,5	0,1	0,1	0,0
2051 – 2080 CA2-CLM RCP8.5	3,5	2,8	2,0	1,6	0,9
2051 – 2080 ECE-RAC RCP8.5	1,4	1,2	0,4	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP8.5	1,1	0,9	0,3	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP4.5	1,3	1,1	0,3	0,2	0,1
2051 – 2080 MPI-CLM RCP2.6	1,0	0,8	0,2	0,2	0,1
2081 – 2100 CA2-CLM RCP8.5	9,4	8,5	7,8	7,7	6,1
2081 – 2100 ECE-RAC RCP8.5	2,2	1,9	1,0	0,8	0,5
2081 – 2100 MPI-CLM RCP8.5	2,3	1,9	1,0	0,9	0,4
2081 – 2100 MPI-CLM RCP4.5	1,5	1,3	0,8	0,7	0,5
2081 – 2100 MPI-CLM RCP2.6	1,1	0,9	0,3	0,2	0,1

Für die Forstplanung im Harz lässt sich daraus schließen, dass die Fichte an den bereits heute für sie nicht mehr geeigneten Standorten im Bergland auch zukünftig die gefährdetste Baumart ist. Wegen der in allen Klimaprojektionen enthaltenen Möglichkeit weiterer Trockenjahre sind besonders die Hochlagenstandorte für sie interessant, wo sie auch in den Trockenjahren 2018 – 2020 nur geringen Trockenstressdauern ausgesetzt war (Abbildung 10.4 rechts). In der Umgebung dieser besonders gut geeigneten Standorte liegen allerdings fast immer auch Standorte, die aufgrund der stark erhöhten Trockenstressdauern nicht mehr geeignet sind und die aufgrund des dort leichter entstehenden Borkenkäferbefalls unter Umständen ein Risiko auch für die Hochlagenstandorte darstellen können, wenn sie mit Fichte bestockt wären.

Weniger gravierend wäre die Entwicklung des Trockenstressrisikos, wenn das 2°C-Ziel des Pariser Klimaabkommens eingehalten würde, was in etwa der MPI-CLM R2.6 Projektion entspricht. In diesem Fall wäre keine wesentliche Änderung der Trockenstressexposition für Fichten zu erwarten. Schon die MPI-CLM RCP4.5 Projektion, mit der das 2°C-Ziel bis 2100 nur leicht überschritten würde, macht aber deutlich, dass eine Strategie besonders für den Fichtenanbau im Harz gebraucht wird.

Im Tiefland sind ernsthafte Verschlechterungen bis 2100 nur zu erwarten, wenn das 2°C-Ziel deutlich verfehlt wird und es dabei ein für die hiesige Niederschlagsentwicklung ungünstiges Zusammenspiel von globalen und regionalen Luftströmungen gibt (CA2-CLM RCP8.5 Projektion). Bei so einer Entwicklung wären Eichen im Tiefland hinsichtlich der Dürreproblematik noch etwas besser geeignet als Kiefern, da sich ihre Trockenstressdauern auch dann nurmäßig erhöhen. Ganz allgemein wiesen Eichen im Tiefland in dieser Untersuchung in allen Szenarien die geringsten Steigerungen der Trockenstressdauern im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991 – 2020 auf. In allen anderen Fällen (MPI-CLM und ECE-RAC-Projektionen) sind bei Kiefern im Tiefland aber allenfalls geringfügig erhöhte Trockenstressdauern zu erwarten.

Der Vergleich der für die Zukunft modellierten Trockenstressdauern mit der Vergangenheit fällt hier durch den Bias der auch für die Jahre 2006 – 2020 rückwirkend berechneten Klimaprojektionen positiver aus als das Änderungssignal innerhalb der Klimaprojektion vermuten lassen würde. So beginnt insbesondere die Temperaturkurve des RCP2.6-Szenarios im Harz 2006 - 2020 auf einem etwa 1°C niedrigeren Niveau als es im Durchschnitt der Jahre 1991

– 2020 gemessen wurde (Abbildung 10.3) – die eigentlich vorhandene Zunahme der Trockenstressdauern im Verlauf der MPI-CLM RCP2.6-Projektion wird deshalb im Vergleich mit gemessenen Werten nicht sichtbar.

Die aus der Standortskartierung hergeleiteten Frischestufen sind an die nur wenig veränderliche Wasserspeicherkapazität der Böden gebunden. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Rangfolge der Frischestufen in ihrer Bedeutung für die Trockenstressgefährdung typischer Baumarten durch die hier vorgestellte Wasserhaushaltsmodellierung im Wesentlichen bestätigt wird. Andererseits wären im Mittel alle Standorte zukünftig nach dem hier gewählten Trockenstressindikator in die jeweils trockenste Wasserhaushaltsstufe des Bergland- oder Tieflandschemas einzugruppieren. Dies macht deutlich, dass eine statische Wasserhaushaltsbetrachtung wie in der aktuellen Standortskartierung in Zukunft nicht mehr unmittelbar für eine klimaresiliente Anbauempfehlung geeignet ist und die Standortskartierung darauf reagieren muss. Eine rein klimatische Beurteilung der Wasserversorgung, wie von zahlreichen Trockenstressindikatoren vorgenommen (Speich et al., 2019) ist standortkundlich unzureichend. Demgegenüber ist eine objektive, standortscharfe und dynamische Beurteilung des Standortfaktors Wasserhaushalt möglich durch die Kombination von: (1) Erfahrungswissen aus der Standortskartierung (Standorteinheiten), (2) räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Klimadaten, (3) Bodenprofilen und Zuordnung zu Standorteinheiten und (4) fundierte Wasserhaushaltsmodellierungen.

Das Wasserhaushaltsmodellsystem hat seine Eignung für die Beschreibung der relativen Trockenstressgefährdung gezeigt und führt dabei zu plausiblen Ergebnissen. Forschungsbedarf ergibt sich hierbei einerseits hinsichtlich der Trockenstresstoleranz der hier betrachteten Baumarten, um die zu erwartenden Schäden und die Anbaeignung besser abschätzen zu können. Andererseits wäre es sinnvoll, die physiologischen Eigenschaften weiterer Baumarten, die im Zuge der Wiederbewaldung von Kalamitätsflächen zunehmend eingesetzt werden, zu ermitteln und für die Modellierung aufzubereiten. Es wäre von großem Vorteil, wenn ihre Trockenstressgefährdung in den zukünftig zu erwartenden Klimabedingungen frühzeitig beurteilt werden kann.

10.5 Literatur

- Ahrends, B. (2008). Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland (Forschungsbeiträge zur Bodenkunde) (1., Edition). Der Andere Verlag.
- Ahrends, B., Hafner, S., Evers, J., Steinicke, C., & Meesenburg, H. (2016). Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. In Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. Bis 10. Oktober 2014 in Göttingen (Bd. 14). Universitätsverlag Göttingen.
- Ahrends, B., Heitkamp, Felix, Buresch, Martin, Evers, J., Hentschel, Sven, Bialozyt, R., & Meesenburg, H. (2023). Neue Herausforderungen an das Waldmanagement: Möglichkeiten und Grenzen des „Digital Soil Mapping“ bei der Bereitstellung flächenhafter Datensätze für die Forstplanung am Beispiel von Hessen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift, 192 (9/10), 193–218.
- Ahrends, B., Panfyorov, O., Czajkowski, T., Döring, C., Jansen, M., & Bolte, A. (2009). Bundesweiter standortsbezogener Modellierungsansatz zur Abschätzung von Trockenstress ausgewählter Baumarten unter den Klimaszenarien A1B und B1 im DSS Wald und Klima. Ber. Freiburger Forstliche Forschung, 82, 161–179.
- Ahrends, B., Schmidt-Walter, & Meesenburg, H. (2017). Standortsinformationen für die Bundeswaldinventur in Niedersachsen (Waldzustandsbericht Niedersachsen, S. 24–27). Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz / NW-FVA.
- Backes, K., & Leuschner, C. (2011). Leaf water relations of competitive *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* trees during 4 years differing in soil drought. Canadian Journal of Forest Research, 30, 335–346. <https://doi.org/10.1139/x99-205>
- Baston, D. (2020). Exactextractr: Fast Extraction from Raster Datasets using Polygons. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=exactextractr>
- Böttcher, J., Springob, G., & Duijnsveld, W. H. M. (1999). Sandige Böden und deren Wasser- und stoffhaushalt unter acker und Nadelwald im Fuhrberger Feld. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 90, 405–436.
- Bug, J., Heumann, S., Müller, U., & Waldeck, A. (2020). GeoBerichte 19—Auswertungsmethoden im Bodenschutz. https://doi.org/10.48476/geober_19_2020
- Buras, A., Rammig, A., & Zang, C. S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. Biogeosciences, 17(6), 1655–1672. <https://doi.org/10.5194/bg-17-1655-2020>
- Dobbertin, M., Wermelinger, B., Bigler, C., Bürgi, M., Carron, M., Forster, B., Gimmi, U., & Rigling, A. (2007). Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. TheScientificWorldJournal, 7 Suppl 1, 231–239. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.58>
- Duursma, R. A., Blackman, C. J., Lopéz, R., Martin-StPaul, N. K., Cochard, H., & Medlyn, B. E. (2019). On the minimum leaf conductance: Its role in models of plant water use, and ecological and environmental controls. New Phytologist, 221(2), 693–705. <https://doi.org/10.1111/nph.15395>
- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., & Meesenburg, H. (2023a). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 53–68.

- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 139-155.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2022). Trockenstressrisiko im Harz—AFZ DerWald 15-2022. Allgemeine Forstzeitschrift. https://www.digitalmagazin.de/marken/afz-derwald/hauptheft/2022-15/waldokologie/021_trockenstressrisiko-im-harz
- Forster, P. M., Smith, C. J., Walsh, T., Lamb, W. F., Lamboll, R., Hauser, M., Ribes, A., Rosen, D., Gillett, N., Palmer, M. D., Rogelj, J., von Schuckmann, K., Seneviratne, S. I., Trewin, B., Zhang, X., Allen, M., Andrew, R., Birt, A., Borger, A., ... Zhai, P. (2023). Indicators of Global Climate Change 2022: Annual update of large-scale indicators of the state of the climate system and human influence. *Earth System Science Data*, 15(6), 2295–2327. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2295-2023>
- Gehrt, E., Benne, I., Everstbusch, S., Krüger, K., & Langner, S. (2021). GeoBerichte 40—Erläuterung zur BK50 von Niedersachsen. https://doi.org/10.48476/geober_40_2021
- Grillakis, M. G. (2019). Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Science of The Total Environment*, 660, 1245–1255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.001>
- Hafner, S., Ahrends, B., Köhler, M., Evers, J., & Meesenburg, H. (2017). Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für Waldstandorte in Schleswig-Holstein.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90, 185, 117 S.
- Jansen, M., Döring, C., Ahrends, B., Bolte, A., Czajkowski, T., Panfyorov, O., Albert, M., Spellmann, H., Nagel, J., Lemme, H., Habermann, M., Staupendahl, K., Möhring, B., Böcher, M., Storch, S., Krott, M., Nuske, R., Thiele, J., Nieschulze, J., & Beese, U. (2008). Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen textendash Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems „Wald und Klimawandel“ (DSS-WuK). *Forstarchiv*, 79, 131–142.
- Lillich, W., Kuckelkorn, K. F., & Hofmann, W. (1973, Januar 1). Untersuchungen zum Grundwasserhaushalt im repräsentativen—Lockergesteinsgebiet Fuhrberger Feld bei Hannover—Bilanzjahre 1967 und 1968. *Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*. https://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510967445/Beih_107_z_GeoL_Jahr
- Nadal-Sala, D., Grote, R., Birami, B., Knüver, T., Rehschuh, R., Schwarz, S., & Ruehr, N. K. (2021). Leaf Shedding and Non-Stomatal Limitations of Photosynthesis Mitigate Hydraulic Conductance Losses in Scots Pine Saplings During Severe Drought Stress. *Frontiers in Plant Science*, 12, 715127. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.715127>
- NFP. (2007). Forstliche Standortsaufnahme. Geländeökologischer Schätzrahmen—Anwendungsbereich: Mittelgebirge, Bergland und Hügelland (S. 11). Niedersächsisches Forstplanungsamt. <http://www.landesforsten.de/Publikationen.1291.0.html>
- NFP, & LLUR. (2009). Forstliche Standortsaufnahme. Geländeökologischer Schätzrahmen. Anwendungsbereich: Pleistozänes (Diluviales) Tiefland (S. 14). Niedersächsisches Forstplanungsamt, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein. <http://www.landesforsten.de/Publikationen.1291.0.html>
- Otto, H. J., Wagner, S., Schüler, G., & Noack, M. (2020). Standortansprüche der wichtigsten Waldbauarten (FNR - Empfehlungen für die Praxis, S. 60). Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe. <https://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/neu-standortansprueche-der-wichtigsten-waldbauarten>
- Overbeck, M., Schmidt, M., Fischer, C., Evers, J., Schulze, A., Hövelmann, T., & Spellmann, H. (2011). Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv*, 82, 92–100. <https://doi.org/10.2376/0300-4112-82-92>
- Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.-J., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., ... Schelhaas, M.-J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), 1359–1376. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>
- Petzold, R., Benning, R., Gemballa, R., Karas, F., & Andreea, H. (2014, 20.9). Aus alt mach neu. Altweiserdaten für die Ableitung und Regionalisierung bodenphysikalischer Eigenschaften in Sachsen. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffgewinnung. Forstwissenschaftliche Tagung, Dresden.
- Rakovec, O., Samaniego, L., Hari, V., Markonis, Y., Moravec, V., Thober, S., Hanel, M., & Kumar, R. (2022). The 2018–2020 Multi-Year Drought Sets a New Benchmark in Europe. *Earth's Future*, 10(3), e2021EF002394. <https://doi.org/10.1029/2021EF002394>
- Samaniego, L., Thober, S., Kumar, R., Wanders, N., Rakovec, O., Pan, M., Zink, M., Sheffield, J., Wood, E. F., & Marx, A. (2018). Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8(5), Article 5. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0138-5>
- 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. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108023. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108023>
- Schröder, H., & Fiedler, H.-J. (1975). Nährstoffgehalt und Trophiegliederung waldbodenbildender Grundgesteine des Harzes. *Hercynia*, 12, 40–57.
- Speich, M.J.R. (2019) Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest*, 12, 1-16.
- Stüber, V., Wachter, H., & Riedel, A. (1999). Böden aus Talsand und ihre ökologische Einstufung durch die forstliche Standortskartierung für Waldnutzung und -umbau. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 90, 425–436.
- Thiele, J., Nuske, R., Ahrends, B., & Saborowski, J. (2009). Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die Waldbewirtschaftung unter sich ändernden Klimabedingungen.

- Thiele, J., Nuske, R. S., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M., & Saborowski, J. (2017). Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecological Modelling*, 346, 30–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.013>
- Vuuren, D., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S., & Rose, S. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*. This issue. *Climatic Change*, 109, 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2023). Hochaufgelöste Klimaprojektionen für Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 69–78
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22–52.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M. (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis (Bd. 40). TUB Selbstverlag.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R., & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/app11052403>

11 Dynamische Wasserhaushaltsdarstellung für forstliche Standorte in Sachsen-Anhalt

Stefan Fleck, Bernd Ahrends, Henning Meesenburg

11.1 Einleitung

Durch den Klimawandel und andere Umweltbelastungen werden Wälder zukünftig Umweltfaktoren ausgesetzt sein, die sich in ihrer Kombination, Intensität und Dynamik grundsätzlich von denen der Vergangenheit unterscheiden können (Ahrends et al., 2009; Jansen et al., 2008). Zahlreiche Studien betonen, dass in Mitteleuropa mit der globalen Erwärmung häufigere und länger andauernde Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen auftreten werden (Grillakis, 2019; Samaniego et al., 2018; Thiele et al., 2017; Ziche et al., 2021). Aber auch die sich bereits vollziehenden Klimaveränderungen markieren z.B. für die Jahre 2018 -2020 für große Teile Europas eine beispiellose Häufung an Trockenperioden (Buras et al 2020; Rakovec et al. 2022). Neben direkten Auswirkungen der Trockenheit zeigt sich eine erhöhte Anfälligkeit für Schaderreger (Dobbertin et al. 2007; Patacca et al. 2023). Für die Forstplanung ergeben sich so neue und gesteigerte Herausforderungen, da sie zunehmend zeitlich dynamische Informationen und auch Projektionen der zukünftigen Umweltbedingungen berücksichtigen muss (Ahrends, Heitkamp et al. 2023).

Räumlich explizite Standortsinformationen sind hierbei neben den Klimaprojektionen eine unverzichtbare Entscheidungshilfe (Thiele et al., 2017; Petzold et al., 2014). In Sachsen-Anhalt ist die kontinuierlich fortgeföhrte forstliche Standortskartierung die Waldbodenkartierung mit der höchsten räumlichen Auflösung. Da es sich hierbei je Standort um eine einmalige Erhebung handelt, liegen die Kartierungen der forstlichen Standorte und auch ihre Wasserhaushaltsansprache in Feuchtestufe und Feuchtezahl häufig schon Jahrzehnte zurück. Somit schmälern die schnellen und komplexen Veränderungen der Standortseigenschaften den Wert des traditionellen Wissens.

Eine Möglichkeit, die damit verbundenen Unwägbarkeiten zu verringern, sind Simulationsstudien, die sich mit den neuen Dynamiken und Mechanismen befassen (Thiele et al., 2009, 2017). Zwar lässt sich mit ihnen nicht die Abfolge der klimatischen Ereignisse von Jahr zu Jahr voraussagen, sie erlauben aber auf der Basis von Klimaszenarien eine Einschätzung von durchschnittlichem Niveau und Variabilität des Trockenstresses, dem die Bestände ausgesetzt sind - hierdurch können die Wasserhaushaltseinstufungen an das erwartete Klima angepasst werden.

Da die Wiederbewaldung mit klimaresilienten Beständen geplant werden muss, stellt sich zwangsläufig die Frage nach der zu erwartenden Wasserversorgung in der nächsten Waldgeneration. Eine praktische Forstplanung und Risikoeinschätzung erfordert dabei nicht nur die Simulation an Einzelstandorten, sondern die flächenhafte Modellierung auf Landschaftsebene. Hierfür wird das mechanistische Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 (Hammel & Kennel, 2001) mit seiner überregionalen und artspezifischen Parametrisierung eingesetzt (Fleck et al., 2023a; Weis et al., 2023). Der Vergleich der abgeleiteten Trockenstressindikatoren mit den Einstufungen der Standortskartierung ermöglicht einen Praxistest auch für die ostdeutschen Standortserkundungsverfahren.

Dabei wird neben der vergangenen Entwicklung des mittleren Trockenstressrisikos der Baumarten auch die aktuelle Trockenstressentwicklung der Fichte in den Trockensommern von 2018 – 2020 analysiert und in den Zusammenhang der längerfristigen Klimaveränderungen gestellt. Für die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung werden Klimaprojektionen benötigt, die möglichst gut die Bedingungen im Harz charakterisieren. Die zur Verfügung gestellten Klimaprojektionen werden deshalb mit dem bisherigen Verlauf von Temperatur und Niederschlägen verglichen, um ihre Plausibilität für das Testgebiet einstufen zu können. In Szenariensimulationen soll insbesondere die Frage untersucht werden, ob das Trockenstressrisiko je nach Baumartenwahl unterschiedlich ist. Mögliche zukünftige Effekte der heutigen Baumartenwahl können so durch die Modellierung aufgezeigt werden.

Im Folgenden wird beschrieben, wie sich die Standortskartierung Sachsen-Anhalts in eine Bodenparametrisierung von LWF-Brook90 übersetzen lässt und welche Relief-, Grundwasser-, Klima- und Bestandesinformationen verwendet wurden. Für den Harz (Sachsen-Anhalt) wird dann die großflächige Anwendung des Modellsystems dargestellt, insbesondere im Hinblick auf die bisherige und zukünftige Trockenstressgefährdung der Baumarten.

11.2 Methoden

11.2.1 Das Projektgebiet Harz (Sachsen-Anhalt)

Die Testregion Harz (Sachsen-Anhalt) ist ein durch unterschiedliche Ausgangsgesteine, Lössüberwehungen und verschiedene Reliefpositionen bodenseitig sehr vielgestaltiger Naturraum. 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, Kalkstein und Phyllit, aber auch Grauwacken, Diabas, Quarzit, Porphyrit, Konglomerate, Keratophyr, und skelettfreier Löss in nennenswerten Anteilen vor (Schröder & Fiedler, 1975). Das modellierte Gebiet umfasst 827 km² Waldfläche.

Klimatisch ist der Harz (Sachsen-Anhalt) einerseits von einem starken Niederschlagsgefälle geprägt mit hohen steigungsbedingten Niederschlägen im Westen und geringen Niederschlägen im Osten. Andererseits ist dieser Gradient überprägt von einem kleinräumigen Wechsel zwischen weniger wasserbindigen Böden und schluffreicheren Standorten mit einer höheren nutzbaren Feldkapazität (Abbildung 11.1). Wie sich die Wasserhaushaltseinstufung dieser Standorte relativ zueinander darstellt, ist daher von besonderem Interesse.

Die 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.

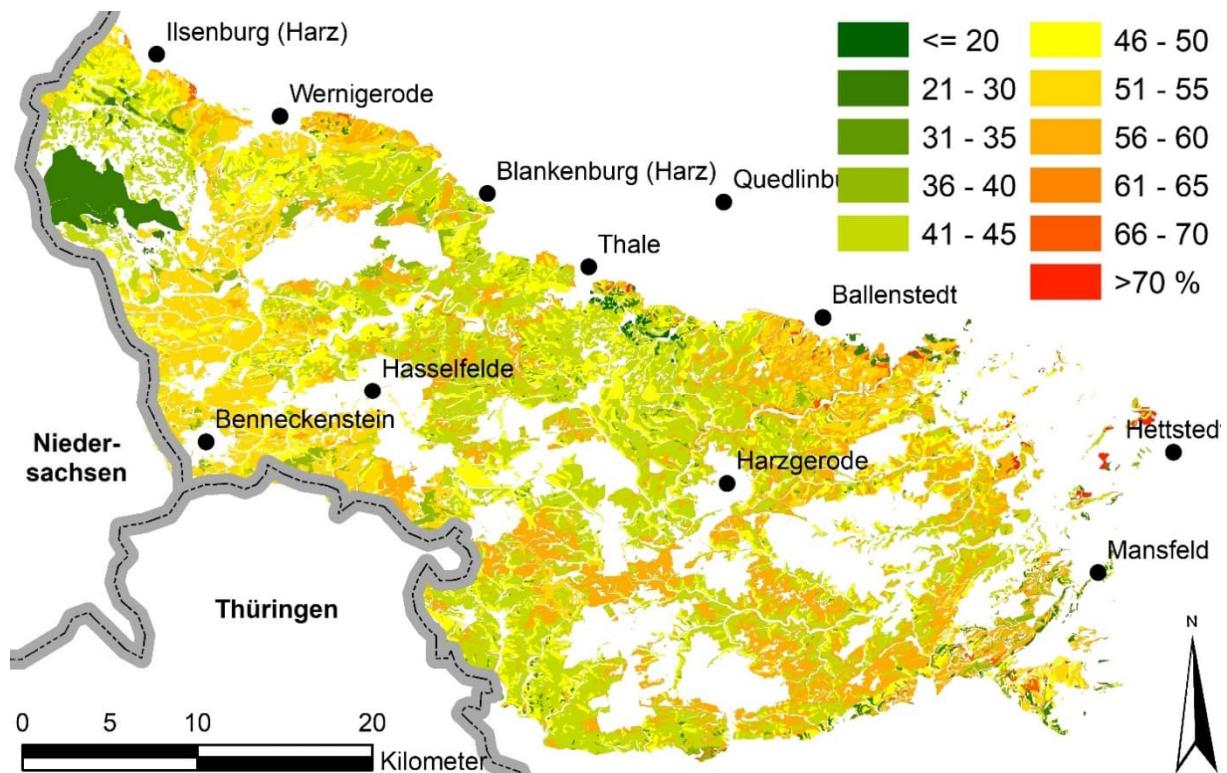


Abbildung 11.1: Schluffanteile in den Waldböden im Harz (Sachsen-Anhalt), aggregiert für die obersten 100 cm des Mineralbodens

11.2.1 Reliefinformationen

Als Höhenmodell wurde ein digitales Geländemodell 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. Die Geländehöhe und die Hangneigung der Polygone wurden als Mittelwerte berechnet. Bei der Exposition (0-360°) wurde der Median verwendet.

11.2.2 Standörtliche Grundlagen für Sachsen-Anhalt und die Testregion

Die forstliche Standortskartierung wird in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt seit Mitte der 1960er Jahre auf Basis der Standortserkundungsanleitung (SEA) durchgeführt (SEA74: VEB

Forstprojektierung Potsdam et al., 1974), SEA95: Schulze, 1996). Ein Bestandteil der SEA ist ein Bodenformenkatalog mit zahlreichen Lokalbodenformen (allein 970 für das nordostdeutsche Tiefland – Russ et al., 2012). Auf diesem Fundament ist eine Ableitung von notwendigen Parametern für LWF-Brook90 nur bedingt möglich (Kopp & Jochheim, 2002). Dementsprechend wurden in der Vergangenheit auf Grundlage des Lokalbodenformenkataloges der SEA und unter Berücksichtigung von bestehenden Merkmalsspiegeln (mittlere Bodeninformationen für die jeweilige Lokalbodenform) und Altweiserdaten Profilabfolgen mit Angaben zur Schichtmächtigkeit, Bodenart, Skeletthalt, Trockenrohdichte und Humusgehalt abgeleitet (Fleck et al., 2015, Kopp & Jochheim, 2002, Petzold et al., 2014). Für Sachsen-Anhalt liegt ein Katalog von Merkmalsspiegeln für flächendominante Lokalbodenformen nicht nur für das Tiefland, sondern auch für das Berg- und Hügelland vor (Kopp et al., unveröffentlicht; Schwanecke, 1993). Die von Ahrends et al. (2016) evaluierten Merkmalsspiegel wurden für die landesweite Anwendung verwendet.

Am Beispiel der Testregion Harz wurden den Kartiereinheiten der Standortskartierung unter Berücksichtigung des Grundwasserstandes und eventueller Unterlagerungen verfügbare Lokalbodenformen (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. Die Leitprofile der VBK50 und die Lokalbodenformen in der Evaluierung von Ahrends et al. (2016) erzielten hinsichtlich der erzielten Gütemaße vergleichbare Ergebnisse. Die kleinräumige Variabilität der Bodenbedingungen in der 949 km² großen Testregion (incl. Moorgebiete) wird durch die Einteilung in über 19.000 Standortseinheiten (Polygone) berücksichtigt. Die Standortspolygone sind durchschnittlich 4,7 ha groß. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) bis 100 cm Profiltiefe ist exemplarisch in Abbildung 11.2 a dargestellt.

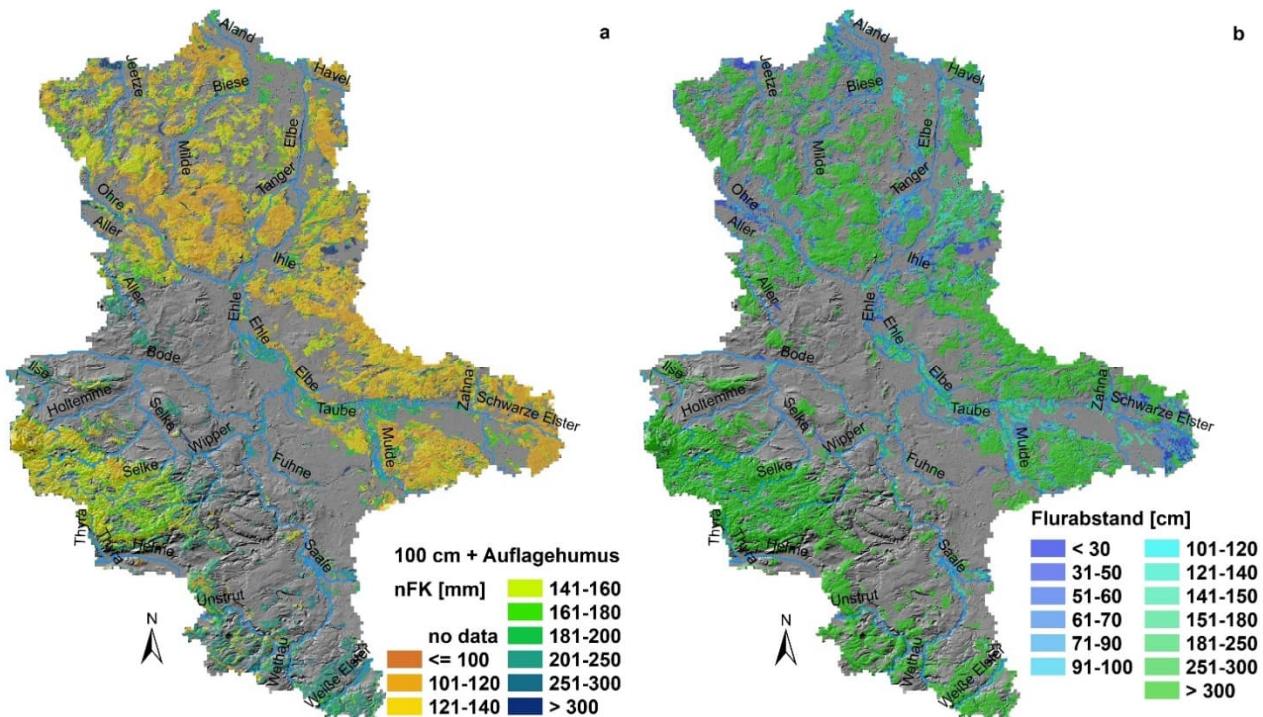


Abbildung 11.2: Nutzbare Feldkapazität aller Waldstandorte in Sachsen-Anhalt auf Basis der standortsweise abgeleiteten Bodenprofile (a) und für jeden Waldstandort berechnete Grundwasserflurabstände (b), abgeleitet aus der Standortskartierung und der vorläufigen Bodenkarte für Sachsen-Anhalt (VBK 1:50.000).

11.2.3 Grundwasserflurabstände

Entscheidend für eine praxisnahe Einschätzung des Trockenstressrisikos ist die Einbeziehung von Grundwasserflurabständen. Um das Modellsystem wie in Niedersachsen (Fleck et al., 2023b) ohne Modifikationen auch für Sachsen-Anhalt anwenden zu können, wurden zunächst die Grundwasserstufen der Ostdeutschen Standortskartierung in die niedersächsischen Wasserhaushaltzziffern übersetzt (Schmidt et al., 2015). An Waldstandorten für die keine Standortskartierung 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 (Fleck et al., 2015), also den Zeitraum in dem Transpirationsdefizite durch Nachlieferungen aus dem Grundwasser über den kapillaren Aufstieg ausgeglichen werden können (Abbildung 11.2 b).

11.2.4 Klimaparameter für den Zeitraum 1961-2020

Um die klimatischen Verhältnisse in den Klimanormalperioden (1961-1991; 1991-2020) und den extremen Trockenjahren (2018-2020) für die jeweiligen Flächen der Standortskartierung möglichst exakt abbilden zu können, wurden die täglichen Klimawerte der Rasterzellen (250 m x 250 m) (Wehberg & Böhner 2023) auf die Polygone übertragen (Mittelung in Abhängigkeit vom Flächenanteil). Dies erfolgte mit dem R-Package exactextractr (Baston, 2020).

11.2.5 Retrospektive Simulationen und Szenario-Modellierungen

Um den potenziellen Effekt der Baumarten bewerten zu können, wurden die Simulationen für jedes Polygon für die fünf verschiedenen Baumarten durchgeführt. Die Zeitscheiben umfassten retrospektiv und prospektiv in der Regel 30 Jahre: 1961 – 1990, 1991 – 2020, 2021 – 2050, 2051 – 2080 und 2081-2100. Zusätzlich wurden die Jahre 2018 – 2020 separat dargestellt, um die besondere Intensität der drei aufeinanderfolgenden Trockenjahre zu veranschaulichen. Es wurde bei allen Simulationen angenommen, dass sich auf jeder Standortseinheit typische, reifere Bestände von entweder Buchen, Eichen, Fichten, Kiefern oder Douglasien befinden.

Tabelle 11.1: Berechnete Ausgabegrößen für jedes Standortspolygon je Baumart und Zeitscheibe

Nr.	Ausgabegröße	gemäßigt für	Einheit
1	Tagesmitteltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
2	Tagesminimaltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
3	Tagesmaximaltemperatur	Jahr, Vegetationsperiode	°C
4	Niederschlagssumme	Jahr, Vegetationsperiode	mm
5	Schneesumme	Jahr	mm
6	Windgeschwindigkeit	Jahr, Vegetationsperiode	$m s^{-1}$
7	Globalstrahlung	Jahr, Vegetationsperiode	$MJ m^{-2} d^{-1}$
8	Evapotranspirationsraten	Jahr, Vegetationsperiode	mm
9	Bodenevaporationsrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
10	Schneedeckenevaporationsrate	Jahr, Vegetationsperiode	mm
11	Interzeptionsraten	Jahr, Vegetationsperiode	mm
12	Sickerung	Jahr, Vegetationsperiode	mm
13	oberirdischer Abfluss	Jahr, Vegetationsperiode	mm
14	Makroporenfluss	Jahr, Vegetationsperiode	mm
15	Transpirationsrate	Vegetationsperiode	mm
16	potentielle Transpirationsrate	Vegetationsperiode	mm
17	Transpirationsdefizit	Vegetationsperiode	mm
18	Transpirationsquotient ($T_{ratio} = T/T_p$)	Vegetationsperiode	mm/mm
19	Anzahl Tage mit $T_{ratio} < 0,5$	Vegetationsperiode	d
20	Anzahl Tage mit $T_{ratio} < 0,8$	Vegetationsperiode	d
21	längster Zeitraum mit $T_{ratio} < 0,8$	Vegetationsperiode	d
22	Anzahl theoretischer Trockenjahre / 30 Jahre	30 Jahre	a
23	projizierte Wasserhaushaltssklasse	Szenario, 30 Jahre	-
24	Länge der Vegetationsperiode	Vegetationsperiode	d
25	Bodenwassergehalt (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	%
26	Bodenwasserpotential (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	kPa
27	pflanzenverfügbares Wasser (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	%
28	Tage < 40% pflanzenverfügbares Wasser	Vegetationsperiode	d
29	längster Zeitraum < 40% pflanzenverfügbares Wasser	Vegetationsperiode	d
30	Tage < -120 kPa Bodenwasserpotential	Vegetationsperiode	d
31	längster Zeitraum < -120 kPa Bodenwasserpotenzial	Vegetationsperiode	d
32	Stauwassertiefe (min, mittel, max)	Vegetationsperiode	cm
33	Tage mit Stauwasser in 30 cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
34	Tage mit Stauwasser in 60 cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
35	längster Zeitraum mit Stauwasser in 30 cm Tiefe	Vegetationsperiode	d
36	Stauwasserklasse	30 Jahre	-

Die hydraulischen Bodeneigenschaften (Wasserretention, hydraulische Leitfähigkeit nach Mualem – van Genuchten) wurden anhand der bodenphysikalischen Angaben aus dem Merkmalsspiegel der Lokalbodenformen mit Hilfe

der Pedotransferfunktionen von Wessolek et al. (2009) abgeleitet. Die Ergebnisse umfassen für jedes einzelne Polygon eine Fülle von berechneten Ausgabegrößen, die jeweils für die berechnete Zeitscheibe gemittelt wurden, darunter Trockenheitsindizes und Stauwasserindikatoren. Einen Überblick über alle für jedes Polygon vorliegenden Ausgabegrößen liefert Tabelle 11.1. Aufgrund der in der Testregion relevanten Probleme mit der Baumart Fichte liegt der Schwerpunkt unserer Auswertungen auf den Trockenheitsindikatoren und der jeweiligen Trockenstressdisposition der Baumarten.

11.2.6 Verwendete Trockenstressindikatoren im Vergleich zur Feuchtestufe des Standortskartierung

Unter den Trockenstressindikatoren in Tabelle 11.1 ist der Transpirationsquotient am besten für die Darstellung des zukünftigen, langfristig gemittelten Trockenstressrisikos geeignet (Habel et al., 2023). Wie lässt sich der Transpirationsquotient für Zeiträume der Vergangenheit aber mit den Kategorien der Standortskartierung vergleichen? Um dies zu veranschaulichen, soll hier beispielhaft ein Vergleich von zwei Trockenstressindikatoren mit den Kategorien der Standortskartierung für die Testregion Harz (Sachsen-Anhalt) im noch wenig von Trockenjahren geprägten Zeitraum 1961-2018 durchgeführt werden. Die Beurteilung der Wassermangelsituation von Waldbeständen erfolgt dabei entweder auf Basis des Transpirationsquotienten (Nr. 11 in Tabelle 11.1) oder auf Basis der maximal aufgetretenen Dauer von extremen Trockenstress-Situationen (Nr. 28 in Tabelle 11.1), wobei letztere in diesem Fall durch Unterschreiten einer Schwelle von 40% der nutzbaren Feldkapazität im Boden des Standorts definiert werden (Bréda et al., 2006). Damit berücksichtigt dieser Indikator die Dauer der Stresseinwirkung als entscheidendes Kriterium für den Vitalitätseffekt auf die Bäume. Dagegen gibt der Transpirationsquotient gewissermaßen den Spannungszustand an, in dem sich der Baum physikalisch zwischen dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (potenzielle Transpiration, T_p) und der aktuell realisierbaren Wassernachlieferung (T) befindet, also den Grad, in dem dieser Verdunstungsanspruch durch die Transpiration erfüllt werden kann. In der Modellanwendung wurde diese Größe für die Vegetationsperioden der jeweiligen Zeitscheiben gemittelt.

Für den zurückliegenden Zeitraum von 1961 – 2018, lassen sich beide Trockenstressindikatoren als Durchschnittswerte ausrechnen, um eine für den Zeitraum gültige Abschätzung des standortsbezogenen Trockenstressrisikos zu erstellen. Der Vergleich der Simulationsergebnisse im Harz (Sachsen-Anhalt) zeigt am Beispiel der Baumart Buche, dass dabei beide Indikatoren zu ähnlichen Ergebnissen in der Einschätzung der trockenstressgefährdeten Standorte kommen (Abbildung 11.3). Nur an wenigen Details sind Unterschiede erkennbar: So gibt es beispielsweise bei der Dauer von Trockenstressperioden im Süden der Testregion ein größeres zusammenhängendes Gebiet am Oberlauf von Wipper und Schmaler 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.

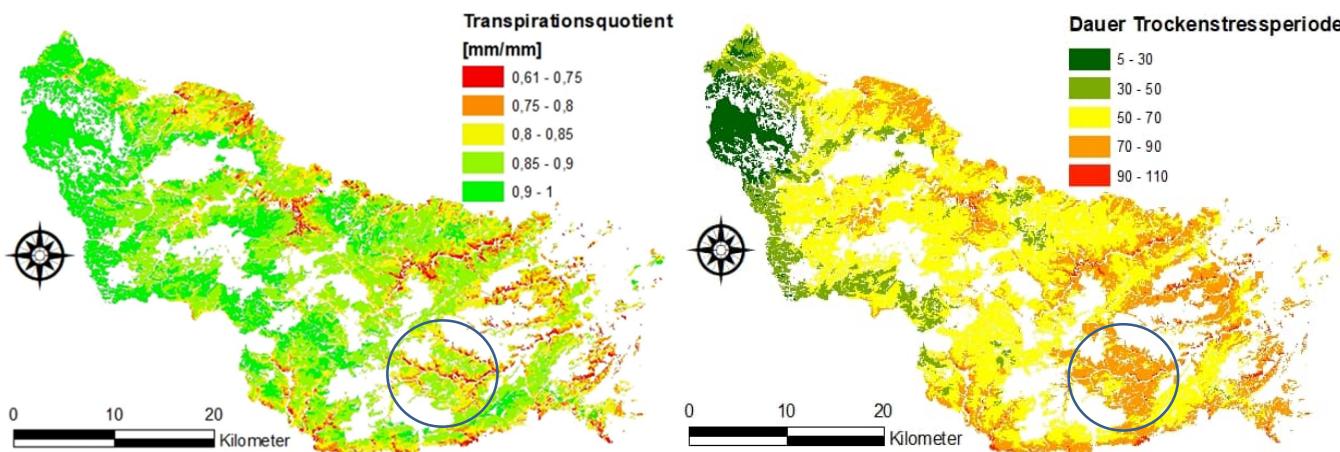


Abbildung 11.3: Mittlerer jährlicher Transpirationsquotient (links) und maximale Dauer von Trockenstressperioden mit weniger als 40 % pflanzenverfügbarem Bodenwasser (rechts) im Harz (Sachsen-Anhalt) für den Simulationszeitraum 1961-2018. Der Kreis markiert ein Beispielgebiet am Oberlauf der Wipper.

Dasselbe Gebiet ist bei Betrachtung des Transpirationsquotienten wesentlich feiner in stärker und weniger stark betroffene Bereiche untergliedert. Ein Vergleich mit den Feuchtestufen der Standortskartierung zeigt, dass diese feinere Abstufung der Standortskartierung näherkommt (Abbildung 11.4). Für die Dynamisierung der Standortskartierung im Sinne einer Anwendung für zukünftige klimatische Situationen scheint aus dieser Sicht der Transpirationsquotient die bessere Ausgangsbasis zu liefern.

Die Einstufung des Wasserhaushalts in der Standortskartierung erfolgt über die Feuchtestufe, die sich jeweils aus der Feuchte-Gruppierung und der Feuchteziffer zusammensetzt. Diese Zuordnung ist eine statische Beschreibung der aus der Lage und den Bodeneigenschaften bei den bisher üblichen Klimabedingungen zu erwartenden Wasser-Verfügbarkeit am Standort. Durch die Wasserhaushaltssimulationen für die Testregion sollen diese Einstufungen an das sich ändernde und das zukünftige Klima angepasst werden können.

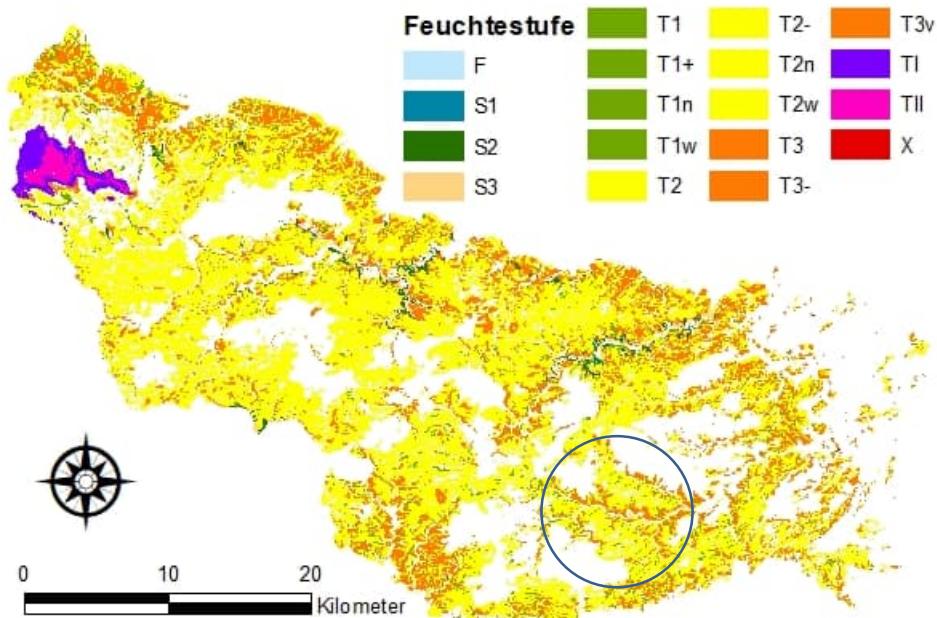


Abbildung 11.4: Feuchtestufen der Standortskartierung Sachsen-Anhalts für die Testregion Harz (Sachsen-Anhalt). Sie setzen sich aus einer Feuchtegruppierung (Buchstabe) und der jeweils zugehörigen Feuchteziffer (je höher, desto trockener) zusammen. Die Skala umfasst im Harz sehr frische, feuchte, schluchtwaldartige Standorte (F), schutzwaldartige Standorte (frisch bis trocken, S1 bis S3), frische bis trockenere Standorte (T1 bis T3 und feiner differenziert), Kammlagen-Standorte verschiedener Ausprägung (TI: geschützttere frischere, TII: ungeschützttere trockenere) und sehr trockene 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. Der Kreis markiert in Abbildung 11.3 und Abbildung 11.4 jeweils dasselbe Beispielgebiet am Oberlauf der Wipper.

Um den der Standortskartierung näherkommenden Indikator zu verwenden und gleichzeitig auch die Dauer von Trockenstressperioden mit einzubeziehen, wird in den folgenden Auswertungen der Transpirationsquotient als Indikator etwas abgewandelt verwendet: Es wird anstatt der Mittelung seines Werts über die Vegetationsperiode die jährliche Maximaldauer (in Tagen) von Perioden herangezogen, in denen der Transpirationsquotient durchgehend unter 0,8 gelegen hat (Fleck et al., 2022).

11.2.7 Auswahl von Klimaszenarien und -projektionen für den Harz

Die drei Klimaprojektionen MPI-CLM, ECE-RAC und CA2-CLM wurden als verschiedene mögliche Realisierungen des RCP8.5-Szenarios verwendet, in welchem eine durch den anthropogenen Treibhauseffekt bewirkte Zunahme des solaren Strahlungsantriebs in Höhe von 8,5 W/m² bis zum Ende des Jahrhunderts angenommen wird. Zusätzlich wurde je eine MPI-CLM-Projektion auf Basis der Szenarien RCP2.6 und RCP4.5 berücksichtigt, die von einer geringeren Wirkung des Treibhauseffekts ausgehen (Wehberg & Böhner, 2023). Bei allen fünf Klimaprojektionen wurde zusätzlich zu den Jahren 2021-2100 auch der zurückliegende Zeitraum 2006 bis 2020 als Hindcast berechnet.

Im Harz liegen vier dieser Klimaprojektionen bei den Temperaturen im Zeitraum 2010 bis 2020 etwa auf dem Durchschnittsniveau der Klimanormalperiode 1991 – 2020 (Abbildung 11.5 links), nur MPI-CLM RCP2.6 liegt deutlich unter diesem Niveau. Die MPI-CLM RCP2.6-Projektion 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 liegt aktuell etwa 1K unter dem Niveau der Beobachtungen.

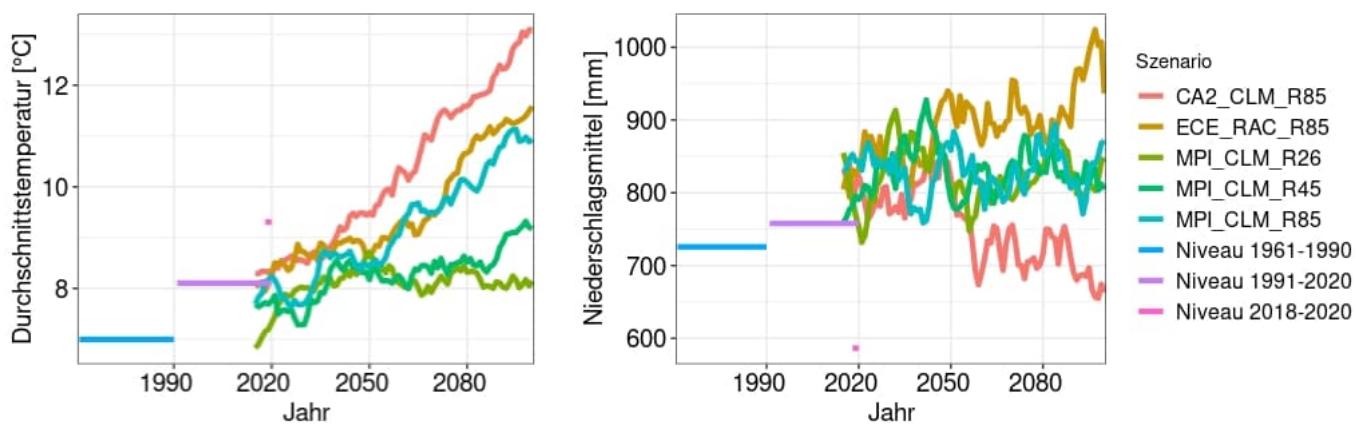


Abbildung 11.5: Jahresschnittstemperatur ($^{\circ}\text{C}$, links) und mittlerer Jahresniederschlag (mm, rechts) der 5 verschiedenen Klimaszenarien als 10-jähriger gleitender Mittelwert im Vergleich zum Niveau der Messdaten in verschiedenen Zeitscheiben im Harz (Sachsen-Anhalt), inklusive des stark abweichenden Niveaus der Jahre 2018-2020.

Im Vergleich der Realisierungen des RCP 8.5-Scenarios ist die CA2-CLM RCP8.5-Projektion hinsichtlich der Temperaturrentwicklung im Jahr 2100 etwa ein Grad wärmer als die anderen beiden RCP 8.5-Projektionen. Zugleich ist es die Projektion mit den geringsten Niederschlägen. Die ECE-RAC RCP8.5-Projektion bedeutet für den Harz dagegen relativ viel Niederschlag und die MPI-CLM 8.5-Projektion liegt hinsichtlich der Niederschlagsentwicklung etwa im Mittelfeld. Die Niederschlagsdifferenzen zwischen diesen drei Realisierungen des RCP 8.5-Szenarios werden nach 2050 wesentlich markanter (Abbildung 11.5 rechts).

Aus dem Zusammenspiel von Temperatur und Niederschlag wird in LWF-Brook90 der Schneefall als Eingangsgröße berechnet. Er hat besonders bei den Nadelbäumen eine Bedeutung für die Höhe der berechneten Interzeptionsverluste, da die Schneeinterzeption deutlich höher als die Regeninterzeption ist. Alle Projektionen bewirken eine Abnahme des Schneefalls bis zum Jahr 2100, ohne dass der Schneefall im Harz ganz ausbleibt. Nur die ECE-RAC RCP8.5-Projektion erzeugt wiederholt 10-Jahreszeiträume ohne Schneefall.

Vor dem Hintergrund einer bereits im Jahr 2022 erreichten Zunahme des solaren Strahlungsantriebs von $2,91 \text{ W/m}^2$ (Forster et al., 2023), der in den Szenarien RCP2.6 und RCP4.5 kaum oder erst Mitte der 2030er Jahren erwartet wird (Vuuren et al., 2011), werden insbesondere die Realisierungen des RCP8.5-Szenarios im Folgenden eingehender betrachtet und die weniger gut mit der aktuellen Entwicklung übereinstimmenden Projektionen auf Basis des RCP2.6 oder des RCP4.5-Szenarios werden lediglich zum Vergleich herangezogen.

Da die MPI_CLM RCP 8.5-Projektion hinsichtlich des Niederschlags zwischen den beiden anderen Realisierungen des RCP 8.5-Szenarios liegt, werden besonders die beiden extremeren Projektionen CA2_CLM RCP 8.5 als ein trockeneres und wärmeres und ECE_RAC RCP 8.5 als ein feuchteres und vergleichsweise kühleres Szenario kontrastierend in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt.

11.3 Ergebnisse

11.3.1 Trockenstressexposition der Baumarten in der Vergangenheit

Zu den sichtbaren Zeichen für Temperaturanstieg und Trockenstressexposition in der jüngsten Vergangenheit zählt das flächenhafte Absterben von Fichtenbeständen im Harz seit 2019. Es steht im Zusammenhang mit dem sich bei Wärme stärker vermehrenden Borkenkäfer, aber auch mit der Prädisposition der Fichten durch die trockenen Sommer 2018-2020, die sie besonders anfällig für Schädlingsbefall gemacht hat (Fleck et al. 2022). Wie angespannt war die Wasserhaushaltssituation für Fichten also tatsächlich und wie hat sie sich langfristig in der Vergangenheit entwickelt? Wie außergewöhnlich waren die Jahre 2018 bis 2020 in Bezug auf den Wasserhaushalt im Harz? Im Folgenden werden alle Durchschnittswerte der Standorte flächengewichtet angegeben.

In der Klimanormalperiode 1961 – 1990 hielten bei Fichtenbestockung Trockenstressphasen, die durch einen deutlich unter dem Maximalwert 1 liegenden Transpirationsquotienten gekennzeichnet sind (hier definiert durch einen Transpirationsquotienten unter 0,8) im flächengewichteten Durchschnitt aller Standorte und Jahre 3,4 Tage an. Dabei ist der Normalzustand dieser Jahre im Harz durch den Niederschlagsgradienten von Westen nach Osten geprägt: Wenn es extreme Trockenstressphasen bei Fichtenbestockung gab, so waren sie im niederschlagsreicherem

Brockengebiet in der Regel maximal einen Tag lang und auch im gesamten Ostteil des Harzes waren sie ganz überwiegend kürzer als 5 Tage (Abbildung 11.6 links). Nur ganz vereinzelt (Südhanglagen, Steilabstürze) gab es für Fichten auch Trockenstressphasen, die selbst im Durchschnitt von 30 Jahren länger als zehn Tage lang anhielten. Insgesamt handelt es sich um weniger als 1% der Standorte im Harz. Der Normalzustand vor den Klimaveränderungen bildet damit auch eine exemplarische Referenz dafür, was mit dem Schwellenwert des Transpirationsquotienten von 0,8 (Schmidt-Walter et al., 2019) gemeint ist: Es ist eine für die Klimanormalperiode 1961-1990 extreme Trockenstresssituation bei Fichten, die im Durchschnitt dieser 30 Jahre fast nirgends im Harz länger als zehn Tage an gehalten hat.

Im Durchschnitt der darauffolgenden 30 Jahre (1991-2020) hat sich der Flächenanteil der Standorte mit regelmäßig besonders langen Trockenstressperioden (>10,0 Tage bei Fichtenbestockung) deutlich vergrößert und es gibt im gesamten Ostteil des Harzes typischerweise Trockenstressdauern zwischen 5 und 10 Tagen (ausgenommen Brockengebiet). Im Durchschnitt dieser 30 Jahre dauerten Trockenstressphasen 5,7 Tage.

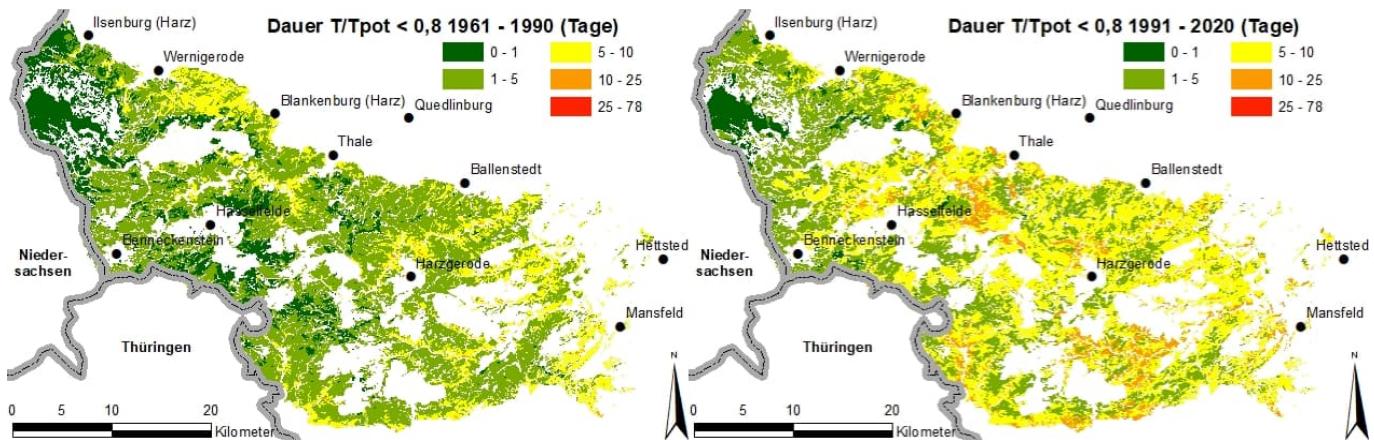


Abbildung 11.6: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für die Waldstandorte im Harz (Sachsen-Anhalt) bei Bestockung mit **Fichte** für die Klimanormalperiode 1961 – 1990 (links) bzw. 1991-2020 (rechts).

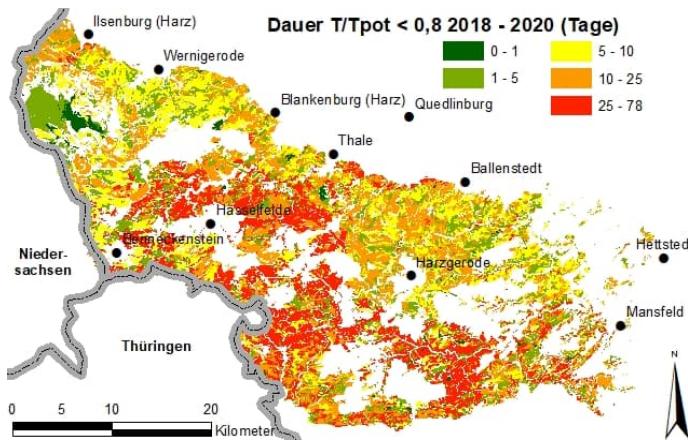


Abbildung 11.7: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen bei Bestockung mit **Fichte** für die Jahre 2018 – 2020.

Die Bedeutung dieser Veränderung zwischen den Klimanormalperioden wird bei einer Betrachtung von Extremwerten verdeutlicht. Ein 30-jähriger Durchschnitt von 5 Tagen Trockenstress bedeutet, dass in einzelnen Jahren auch mal ein Vielfaches dieser Trockenstressdauer auftritt, wenn es in mehreren anderen Jahren gar keine extremen Trockenstressphasen gibt. Tatsächlich zählten die drei Jahre 2018-2020 innerhalb der Klimanormalperiode zu solchen extremen Jahren (Abbildung 11.7): In diesen drei Jahren nahmen Standorte mit Trockenstressphasen von 25 bis maximal 78 Tagen im Harz (Sachsen-Anhalt) etwa ein Drittel der Fläche ein und die mittlere Trockenstressdauer der drei Jahre lag bei 16,7 Tagen.

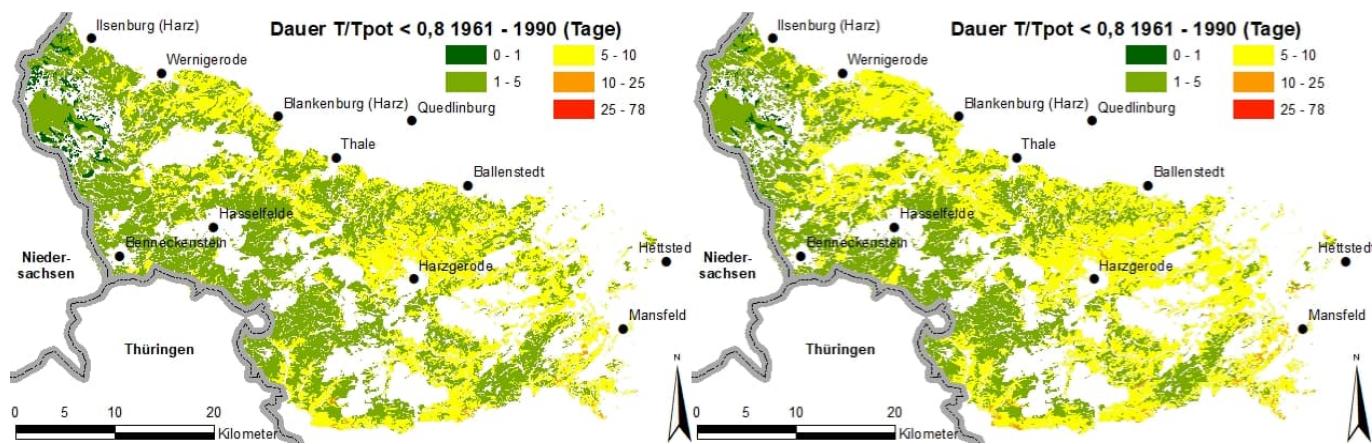


Abbildung 11.8: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für **Buche** (links) bzw. **Eiche** (rechts) in der Klimanormalperiode 1961-1990.

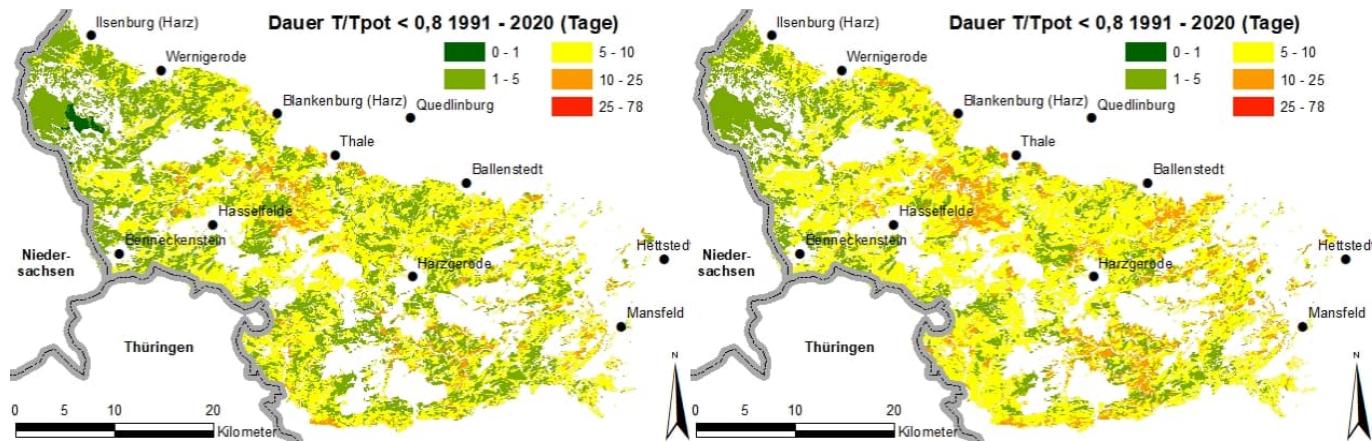


Abbildung 11.9: Mittlere Dauer der Trockenstressphasen für **Buche** (links) bzw. **Eiche** (rechts) in der Klimanormalperiode 1991-2020.

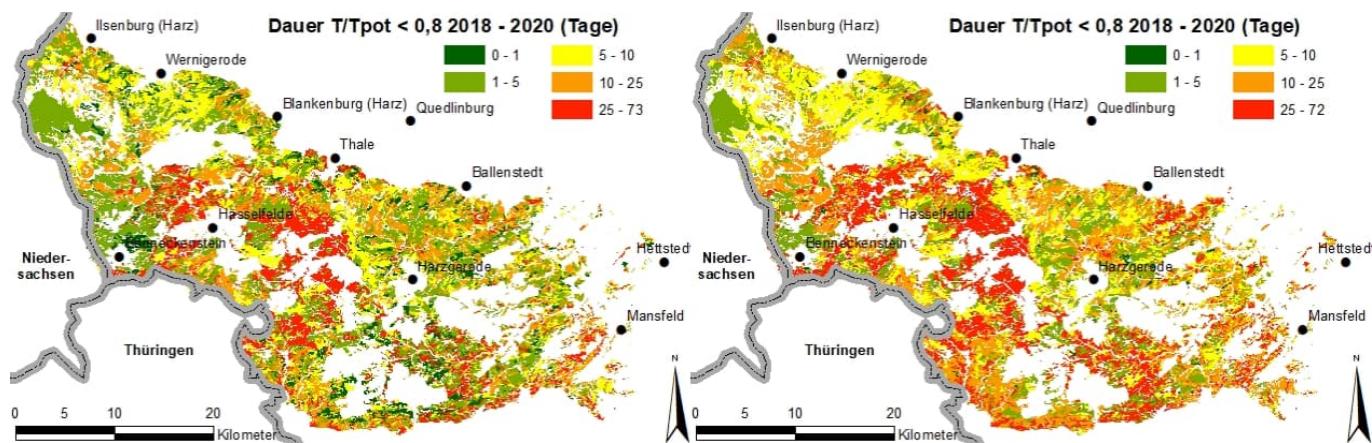


Abbildung 11.10: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für **Buche** (links) und **Eiche** (rechts) in den Jahren 2018-2020.

Vergleicht man die Situation der Fichte in beiden Klimanormalperioden mit der Situation der anderen vier 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, wo ein so geringes Stressniveau insbesondere im Brockengebiet verbreitet vorlag (Abbildung 11.6 und Abbildung 11.8). Bei Buchenbestockung veränderte sich die durchschnittliche Trockenstressdauer von durchschnittlich 4,7 Tagen in der Zeitscheibe 1961-1990 (Abbildung 11.8 links) auf einen Wert von 5,9 Tagen 1991 – 2020 (Abbildung 11.9 links). Auch bei der Eiche hat sich die typische Dauer von Trockenstressphasen zwischen beiden Klimanormalperioden erhöht, von 5,1 Tagen auf 6,7 Tage. Die Eichen waren zum Ende der Klimanormalperiode 1991-2020 im Durchschnitt etwas höheren Trockenstressphasendauern aus der Vergangenheit ausgesetzt als die Buchen. In den Dürrejahren 2018 – 2020 erfuhrn Laubbaumbestände im Harz durchschnittlich etwas kürzere Trockenstressperioden als Fichtenbestände am gleichen Standort (Buche 13,0 Tage, Eiche 16,6 Tage). Dabei war die

Trockenstressdauer bei Eichenbeständen durchschnittlich länger als bei Buche, während sie auf den trockensten Standorten etwa genauso lang war wie bei Buche (Buche 73,0 Tage, Eiche 71,4 Tage) und geringer als bei Fichtenbestockung (77,3 Tage).

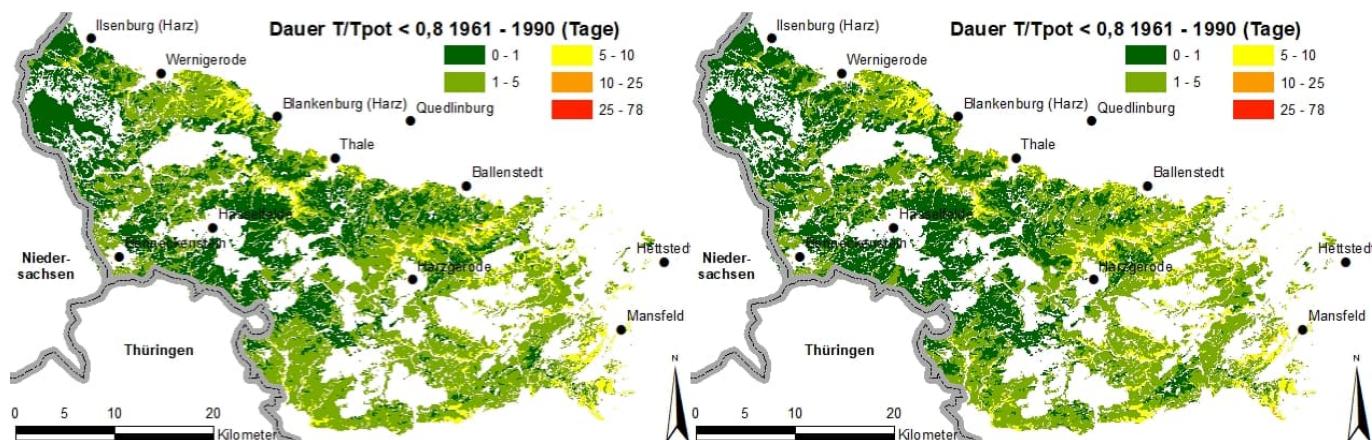


Abbildung 11.11: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in der Klimanormalperiode 1961-1990 .

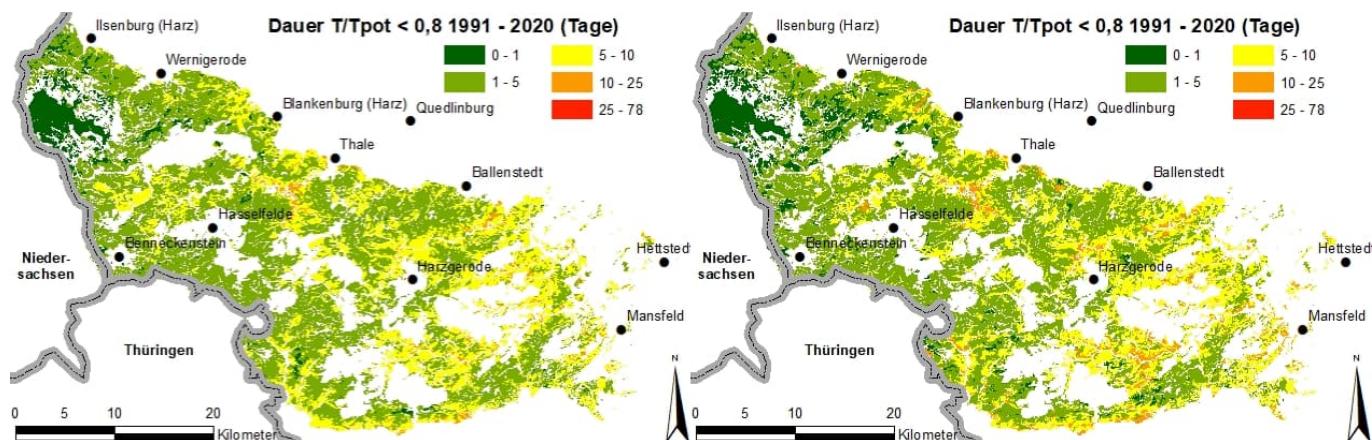


Abbildung 11.12: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in der Klimanormalperiode 1991-2020.

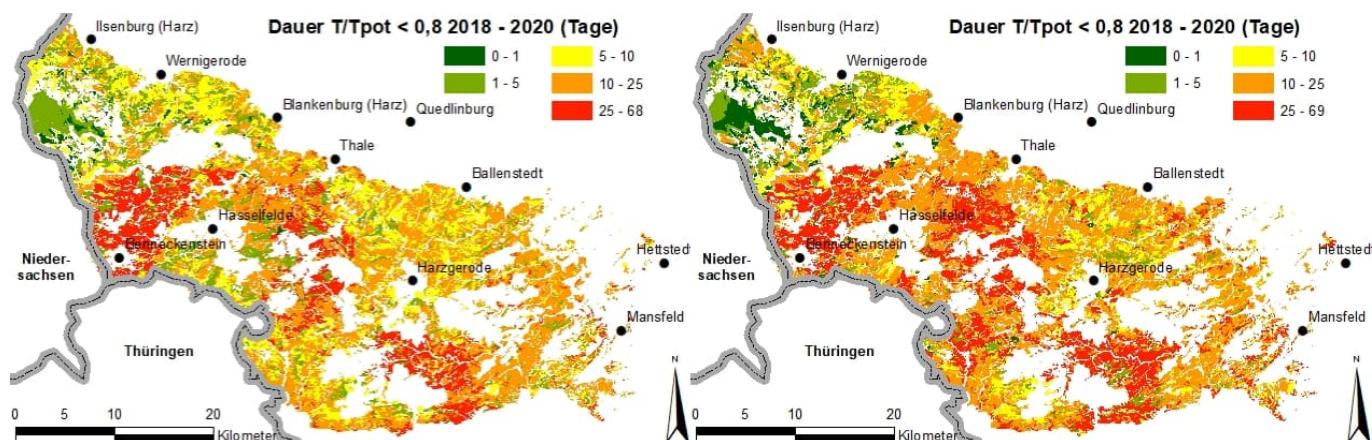


Abbildung 11.13: Mittlere Dauer von Trockenstressphasen für Kiefer (links) bzw. Douglasie (rechts) in den Jahren 2018-2020.

Die beiden anderen Nadelbaumarten Kiefer und Douglasie sind von extremen Trockenstressphasen schon 1961 - 1990 weniger betroffen als die Fichte (Abbildung 11.11) und blieben auch im Zeitraum 1991 – 2020 unter der für Fichten berechneten Trockenstressexposition (Abbildung 11.12). Dennoch hat sich die Dauer von Trockenstressphasen auch bei Kiefer und Douglasie zwischen dem Zeitraum 1961 – 1990 und dem Zeitraum 1991– 2020 annähernd verdoppelt (Kiefer: 1,9 Tage auf 4,1 Tage, Douglasie: 2,0 Tage auf 4,3 Tage). Überwiegend im Brockengebiet und an einigen wenigen Einzelstandorten ist die Trockenstressexposition der Kiefern in beiden Zeitscheiben mit 0 – 1 Tagen konstant kurz geblieben. Bei der Douglasie (im Vergleich zur Kiefer) gibt es außerhalb des Brockengebiets

einige zusätzliche Standorte, bei denen sich die kurze Trockenstressexposition von bis zu einem Tag zwischen beiden Klimanormalperioden noch kaum verändert hat. Der allergrößte Teil solcher 1961 – 1990 noch sehr günstige Standorte fällt in der folgenden Klimanormalperiode (1991 – 2020) aber auch bei Douglasienbestockung in die Kategorie Trockenstressdauer von 1 – 5 Tagen.

In den Dürrejahren 2018-2020 waren Kiefernbestände von allen Nadelbaumbeständen der kürzesten mittleren Trockenstressdauer ausgesetzt (14,4 Tage, Abbildung 11.13), während Douglasienbestände mit 17,9 Tagen im Durchschnitt längere Trockenstressphasen überstehen mussten als Fichten (16,7 Tage, Abbildung 11.11 und Abbildung 11.7). Trotz der hohen mittleren Trockenstressdauer wurden an den trockensten Standorten aber von Kiefer (67,3 Tage) und Douglasie (69,0 Tage) geringere Trockenstressdauern erreicht als bei Fichtenbestockung (77,3 Tage).

11.3.2 Zukünftige Trockenstressexposition auf Basis der Klimaszenarien (Fichte)

In der MPI_CLM RCP 2.6-Projektion wird das Maximum des anthropogen bedingten zusätzlichen Strahlungsantriebs schon im Jahr 2040 erwartet, danach wird von einer allmählichen Abschwächung des Treibhauseffekts ausgegangen. Dementsprechend gehen in diesem Szenario auch die projizierten Trockenstressbelastungen z.B. bei der Fichte schon in der Zeitscheibe 2021 bis 2050 zurück, wenn man sie mit der aktuellen Situation aus der Klimanormalperiode 1991-2020 vergleicht: Die als Trockenstressindikator verwendete jährliche Maximaldauer von Trockenstressphasen mit einem Transpirationsquotienten unter 0,8 dauerte demnach im Mittel der Jahre 2021 bis 2050 schon fast nirgends länger als 10 Tage. Noch besser wäre die Lage aufgrund dieses Szenarios im Zeitraum 2051 – 2080.

Die mittlere Trockenstressexposition der Fichte ist unter den Annahmen der MPI-CLM RCP 8.5-Projektion in beiden zukünftigen 30-Jahreszeiträumen nicht heftiger als in der Klimanormalperiode 1991-2020, es zeigt sich im Vergleich zur realen Situation der Klimanormalperiode 1991-2020 (Abbildung 11.6) sogar oft eine reduzierte Dauer von Trockenstressphasen. Für die Periode 2021 – 2050 resultiert bei diesem Szenario eine mittlere Trockenstressdauer von 2,2 Tagen und für die Periode 2051 – 2080 werden 3,1 Tage berechnet.

Die ECE-RAC RCP 8.5 -Projektion geht im Harz von einem bis 2050 noch moderaten, allmählichen Temperaturanstieg im Vergleich zum Durchschnitt der Klimanormalperiode 1991-2020 aus, der sich erst nach 2050 verstärkt, während die Niederschläge in den Jahren 2021-2050 um ca. 15% über der Klimanormalperiode 1991-2020 liegen.

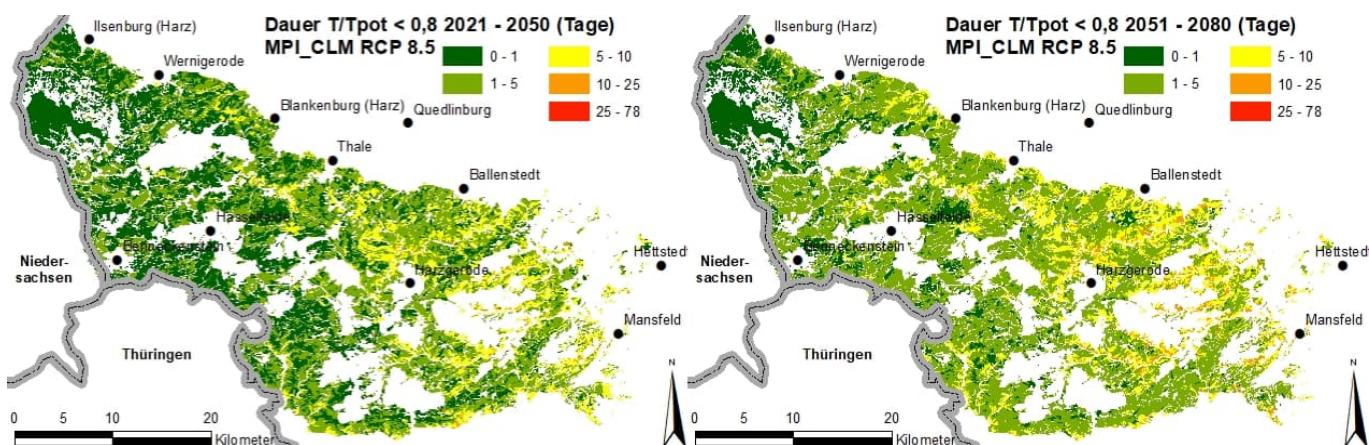


Abbildung 11.14: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart **Fichte** auf Basis des MPI-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (links) und 2051-2080 (rechts).

Die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt sind 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 von Trockenstressphasen mit 4,9 Tagen in etwa auf dem Niveau der Klimanormalperiode 1991-2020 liegt (Abbildung 11.15 und Abbildung 11.6). Erst in der Periode 2051-2080 wird auf Basis des Szenarios mit deutlicheren Auswirkungen des Klimawandels zu rechnen sein, in dem Sinne, dass dann die Trockenstressphasen bei der Baumart Fichte im Osthartz überwiegend länger als 10 Tage andauern. Zugleich bleibt das Brockengebiet in diesem Szenario auch 2015-2080 noch von klimawandelbedingten Trockenstressrisiken weitgehend verschont, so dass im Mittel eine Trockenstressdauer von 7,1 Tagen resultiert.

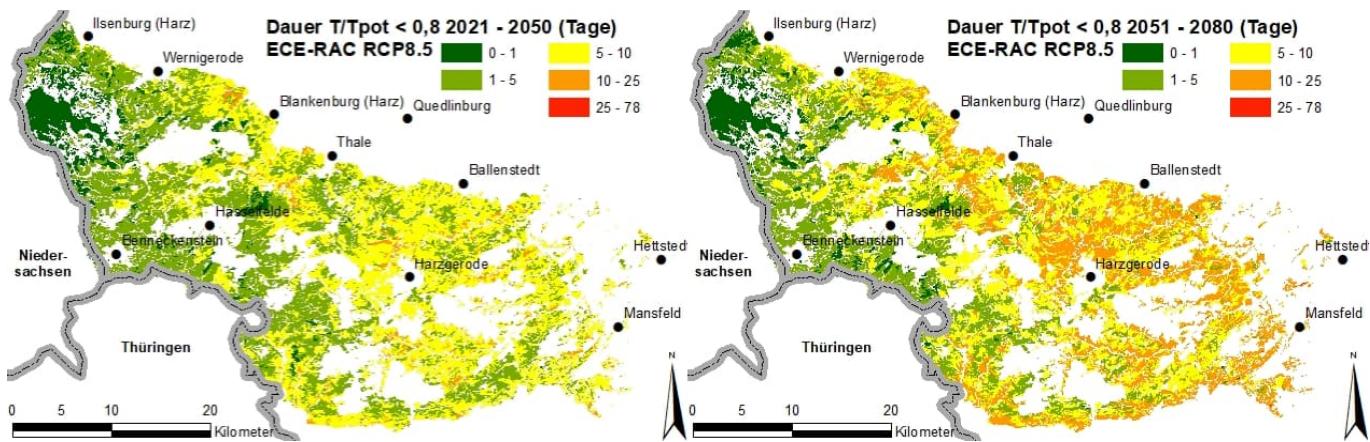


Abbildung 11.15: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart **Fichte** auf Basis des ECE-RAC RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (links) und 2051-2080 (rechts).

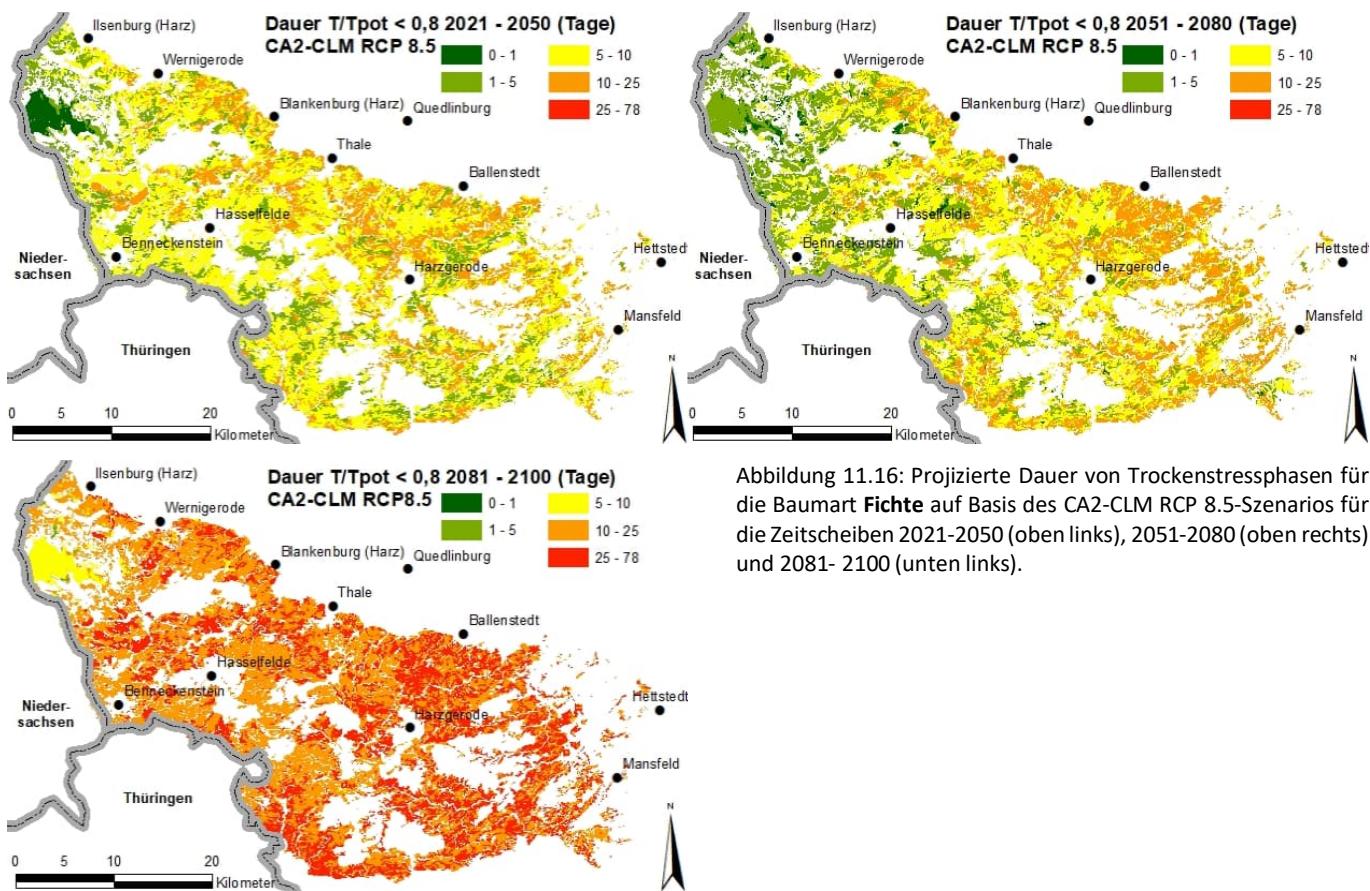


Abbildung 11.16: Projizierte Dauer von Trockenstressphasen für die Baumart **Fichte** auf Basis des CA2-CLM RCP 8.5-Szenarios für die Zeitscheiben 2021-2050 (oben links), 2051-2080 (oben rechts) und 2081- 2100 (unten links).

Im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991-2020 ist die CA2-CLM RCP8.5-Projektion unter allen betrachteten Projektionen die Einzige, die schon in der Zeitscheibe 2021-2050 einen deutlichen Temperaturanstieg annimmt bei gleichzeitig während den Vegetationsperioden abnehmenden Niederschlägen (Abbildung 11.5). Diese Situation ist aus der realen Entwicklung der extremen Jahre 2018-2020 bekannt. Nach 2050 verschärft sich die Abnahme der Niederschläge im Szenario weiter und es kommt zu einem noch stärkeren Temperaturanstieg. Bei diesem Szenario ist in der Zeitscheibe 2021-2050 mit einer Zunahme der Standorte zu rechnen, auf denen Fichtenbestände im 30-Jahresdurchschnitt länger als 10-tägigen extremen Trockenstressphasen ausgesetzt sind (im Mittel: 7,5 Tage). Diese Entwicklung würde sich dann in der Zeitscheibe 2051-2080 noch leicht verstärken (7,6 Tage). Hiervon wäre dann nicht nur der Osth Harz sondern auch das Brockengebiet betroffen (Abbildung 11.16). Im Zeitraum 2081-2100 wird dann mit einer drastischen Zunahme der Dauer extremer Trockenstressphasen im Osth Harz gerechnet – etwa 40% der Standorte erfahren dort länger als 25 Tage anhaltende extreme Trockenstressphasen, im Mittel würden sie 22,2 Tage andauern. An den am stärksten betroffenen Standorten würden für diese Zeitscheibe gemittelte Extremtrockenstressdauern von 40 Tagen erreicht.

11.3.3 Zukünftige Trockenstressexposition anderer Baumarten im CA2-CLM RCP 8.5-Szenario

Das CA2-CLM RCP 8.5-Szenario führt von allen Szenarien im Harz zu den längsten Trockenstressexpositionen bei der Fichte. Auch für die anderen Baumarten führt dieses Szenario zu den längsten Trockenstressphasen. Über alle Standorte im Harz (Sachsen-Anhalt) und über die Jahre 2051 - 2080 gemittelt dauern die Trockenstressphasen bei Buche etwa 7,7 Tage und bei Eiche 8,2 Tage und damit noch etwas länger als bei der Fichte (7,6 Tage). Dabei sind bei beiden Laubbaumarten die Standorte in der Mitte und am nördlichen Rand des Osthazes problematischer als der Ostrand des Gebirges, wo besonders bei Fichtenbestockung sehr lange Trockenstressphasen zu erwarten sind. Bei Kiefer (6,8 Tage) und Douglasie (7,3 Tage) ist die räumlich und für die Zeitscheibe gemittelte Trockenstressdauer dagegen kürzer als bei Fichtenbestockung. Bei beiden Baumarten gibt es auch 2051-2080 in diesem Szenario noch Standorte im Brockengebiet, bei denen die längsten Extremtrockenstressphasen im 30-jährigen Durchschnitt weniger als einen Tag lang anhalten.

11.4 Diskussion

Die Wahl des hier verwendeten Trockenstressindikators beruht auf Ähnlichkeiten zwischen der standörtlichen Differenziertheit des Transpirationsquotienten für die Jahre 1961-2018 und den relativen Abstufungen der Standortskartierung, in denen die jüngsten Trockensommer noch keine Bedeutung für die Wasserhaushaltseinstufung durch die Standortskartierung oder das Modellsystem hatten (Abbildung 11.3 und Abbildung 11.4). Eine Einschätzung der Dauer von Trockenstressperioden allein auf Basis der relativen Bodenwasserverfügbarkeit war mit den Abstufungen der Standortskartierung schlechter vergleichbar, obwohl ein so definierter Trockenstressindikator bekanntermaßen relevant für Schäden und das Absterben von Bäumen ist (Bréda et al., 2006).

Durch die Wahl des Transpirationskoeffizienten berücksichtigt der Trockenstressindikator nicht nur die Bodenwasserverfügbarkeit, sondern auch den Feuchtegradienten zwischen Boden und Luft, der bei hoher Luftfeuchtigkeit gegebenenfalls das Entstehen von Schäden trotz bestehenden Wassermangels im Boden verhindern kann. Als wichtiger weiterer Faktor für das Entstehen von Schäden wurde das Andauern von Trockenstress-Situationen identifiziert (McDowell et al., 2008). Diese zeitliche Dimension geht in den gewählten Indikator dadurch ein, dass nur die besonders relevanten Trockenstressphasen mit einem Transpirationsquotienten unter 0,8 betrachtet werden und ihre Maximaldauer innerhalb eines Jahres als Kriterium verwendet wird.

Die so berechneten Trockenstressdauern auf der Basis von beobachteten Klimadaten für vergangene Zeiträume im Harz (Sachsen-Anhalt) belegen, dass es eine Zunahme der Stressexposition bei allen Baumarten schon zwischen den Zeitscheiben 1961-1990 und 1991-2020 gegeben hat. Selbst wenn man von der aktuellen Klimanormalperiode nur die Jahre 1991 – 2018 betrachtet, um den Sondereffekt der Trockenjahre 2018, 2019 und 2020 auszuschließen, haben sich die Trockenstressdauern bei allen Baumarten im Zeitraum von 30 Jahren deutlich erhöht. Die Verlängerung der durchschnittlichen Trockenstressdauern fand bei Kiefern und Douglasien auf einem niedrigeren Niveau als bei der Fichte statt, während die Laubbaumarten Buche und Eiche von vornehmlich einem höheren Niveau der Trockenstressexposition ausgesetzt waren. So erreichten Kiefer und Douglasie in der aktuellen Klimanormalperiode 1991 - 2020 nur eine etwas höhere Trockenstressexposition (4,1 – 4,3 Tage), als die Fichte im Zeitraum 1961 – 1990 (3,4 Tage). Bei der Fichte im Harz stieg die Trockenstressexposition danach auf einen 68% höheren 30-Jahres-Durchschnittswert (5,7 Tage). Dieses Niveau der Trockenstressexposition erreichte auch die Buche (5,9 Tage), sie war – wie die Eiche – allerdings auch schon im Zeitraum 1961 – 1990 an ein höheres Trockenstressniveau adaptiert (4,7 Tage bzw. 5,1 Tage). Auch bei der Eiche, die von allen Baumarten die höchste Trockenstressexposition erreicht hat (6,7 Tage), ist der Anstieg mit +31% in 30 Jahren beachtlich, aber nicht so drastisch wie bei der Fichte im Harz. Möglicherweise kann die mehrjährige Adaption von Wurzelsystem und Wassertransportsystem an das lokale Klima (Bréda et al. 2006) bei allmählicher Erhöhung des Trockenstressniveaus die Vulnerabilität der Baumarten wirkungsvoller verringern als bei abrupten Veränderungen.

Die Grundlage der hier berichteten Unterschiede zwischen den Baumarten liegen in den im Modell verwendeten Baumarteneigenschaften, insbesondere der Gesamtblattfläche (Blattflächenindex), der maximalen Blattleitfähigkeit und der Durchwurzelungstiefe, aber auch anderen Eigenschaften, die aus Messdaten artspezifisch abgeleitet wurden (Weis et al. 2023). Zum Nachteil der Fichte hat sich dabei insbesondere ihr hoher Blattflächenindex bei einer geringen Durchwurzelungstiefe erwiesen. Der hohe Blattflächenindex führt zu hohen unproduktiven Interceptionsverlusten in Form von Regen- und Schneeverdunstung (Ahrends et al., 2013). Zusätzlich verursacht die hohe Blattfläche einen erhöhten Wasserbedarf für die Transpiration (vgl. Fleck et al., 2022).

Die Trockenstressdauer der Trockenjahre 2018 – 2020 war im Vergleich zu den 30-Jahres-Durchschnittswerten der Vergangenheit bei allen Baumarten außerordentlich hoch. Die Ursache dafür waren ungewöhnlich geringe Niederschläge während der Vegetationsperioden der drei Jahre, die im Mittel der drei Vegetationsperioden nur 220 mm betragen. (Abbildung 11.5). Nicht in allen Projektionen wird eine ebenso kritische Situation auch für die Zukunft angenommen: Während in der CA2-CLM RCP8.5-Projektion ein ähnlicher 3-Jahreszeitraum mit unter 220 mm Vegetationsperioden-Niederschlag schon in der ersten modellierten Zeitscheibe von 2021 – 2050 enthalten ist und weitere solcher Zeiträume in den darauffolgenden Zeitscheiben folgen, enthält keine der anderen Projektionen einen vergleichbar kritischen 3-Jahreszeitraum. Nur in der MPI-CLM RCP8.5-Projektion gibt es in der Zeitscheibe 2051-2080 einen 2-jährigen Zeitraum mit durchschnittlich weniger als 220 mm Niederschlag in den Vegetationsperioden, ansonsten gibt es aber in jeder der Projektionen Einzeljahre, die dieses Kriterium erfüllen und damit den Trockenjahren 2018-2020 ähnlich sind.

Für die zukünftige Entwicklung geht insbesondere die CA2-CLM RCP8.5-Projektion davon aus, dass es bei weiter ansteigenden Temperaturen auch gleichzeitig zurückgehende Niederschläge im Harz geben könnte. Für die Trockenstressexposition der Baumarten im Harz wäre dies die kritischste Entwicklung, sie würde zu einer bei allen Baumarten kontinuierlich zunehmenden Dauer von Trockenstressphasen führen, die bei den Nadelbaumarten bis zur Zeitscheibe 2051 – 2080 im Mittel zu mehr als doppelt so langen Trockenstressphasen führt wie in der Klimanormalperiode 1961-1990. Bei den Laubbaumarten, die schon 1961-1990 an längere Extremtrockenstressphasen adaptiert sein konnten, würden diese sich um über 60% im Vergleich zu 1961-1990 verlängern (Tabelle 11.2).

Tabelle 11.2: Mittlere jährliche Maximaldauer von Trockenstressphasen als Mittelwert aller Standorte im Harz (Sachsen-Anhalt) für die jeweiligen Zeitscheiben.

	Eiche	Buche	Fichte	Kiefer	Douglasie
1961 - 1990	5,1	4,7	3,4	1,9	2,0
1991 - 2020	6,7	5,9	5,7	4,1	4,3
2018 - 2020	15,0	12,0	16,7	14,4	17,9
2018 – 2020 Standortmaximum	73,0	71,4	77,3	67,3	69,0
2021 – 2050 CA2-CLM RCP8.5	8,0	7,3	7,5	6,9	6,6
2021 – 2050 ECE-RAC RCP8.5	6,1	5,7	4,9	3,0	2,2
2021 – 2050 MPI-CLM RCP8.5	3,5	2,9	2,4	1,8	1,4
2021 – 2050 MPI-CLM RCP4.5	5,8	5,0	3,7	2,3	2,1
2021 – 2050 MPI-CLM RCP2.6	3,4	3,2	2,4	1,5	1,7
2051 – 2080 CA2-CLM RCP8.5	8,2	7,7	7,6	6,8	7,3
2051 – 2080 ECE-RAC RCP8.5	7,1	6,7	7,1	4,1	4,7
2051 – 2080 MPI-CLM RCP8.5	4,2	3,7	3,1	2,0	2,2
2051 – 2080 MPI-CLM RCP4.5	4,7	4,0	3,2	2,5	2,2
2051 – 2080 MPI-CLM RCP2.6	4,2	3,6	2,9	2,0	1,8
2081 – 2100 CA2-CLM RCP8.5	17,1	16,3	22,6	24,1	25,6
2081 – 2100 ECE-RAC RCP8.5	6,6	5,8	6,8	5,2	6,2
2081 – 2100 MPI-CLM RCP8.5	7,5	6,7	7,3	6,0	6,2
2081 – 2100 MPI-CLM RCP4.5	4,9	4,4	3,2	2,8	2,7
2081 – 2100 MPI-CLM RCP2.6	4,2	3,7	3,3	2,3	2,3

In der Vergangenheit hat es die im CA2-CLM RCP8.5-Szenario angenommene Entwicklung (zunehmende Temperatur und abnehmende Niederschläge) im 30-Jahresvergleich der beiden Klimanormalperioden im Harz aber nicht gegeben, stattdessen nahmen sowohl die Temperatur als auch die Niederschläge zu (Abbildung 11.5). Ein Szenario, das diese aus der Vergangenheit bekannte Tendenz enthält, ist das ECE-RAC RCP8.5-Szenario. Es führt aber trotz der höheren Niederschläge zu nur wenig abgemilderten Entwicklungen bei der Trockenstressexposition, so dass z.B. bei der Fichte immer noch mehr als eine Verdopplung der Trockenstressdauern erwartet würde (Tabelle 11.2). Nur bei den Annahmen der MPI-CLM RCP8.5-Projektion, dass die Temperatur in der Vegetationsperiode nicht ganz so schnell ansteigt wie bei den anderen beiden Szenarien und der Niederschlag aber auch nicht ganz so stark zunimmt, wäre bis zur Zeitscheibe 2051-2080 mit einem abgemilderten Verlauf der zukünftigen Trockenstressexposition zu rechnen (Abbildung 11.14). Erst zum Ende des Jahrhunderts würden in diesem Szenario Trockenstressdauern erreicht, die etwa einer Verdopplung der Trockenstressdauern gegenüber 1961-1990 bedeuten und damit auch deutlich über denen der aktuellen Klimanormalperiode 1991 – 2020 liegen würden.

Im Unterschied zu diesen 3 Projektionen auf Basis des RCP 8.5-Szenarios führen die MPI-CLM-Projektionen des RCP4.5 und des RCP2.6-Szenarios zu einer wesentlich weniger kritischen und positiven Entwicklung: Das RCP2.6-

Szenario verursacht zu keiner Zeit und bei keiner Baumart höhere Trockenstressdauern als die 1991-2020 beobachteten Werte und fast immer auch zu kürzeren Trockenstressdauern als in den Jahren 1961-1990. Mit etwas längeren Trockenstressdauern gilt dasselbe ganz genauso auch für die MPI-CLM RCP4.5-Projektion.

Für die Interpretation dieser Zahlen ist bei allen 30-Jahresmittelwerten zu beachten, dass sie auf der Basis eines räumlichen Mittelwerts über alle Standorte im Harz einen zeitlichen Mittelwert bestimmen. Sie beruhen damit auch auf extremeren Jahren, die bei der Mittelwertbildung von weniger extremen Jahren ausgeglichen wurden und enthalten sowohl Standorte, die hinsichtlich Wasserbindung und Lageparametern trockenstressgefährdet sind als auch solche, die weniger trockenstressgefährdet sind. So liegt die Trockenstressexposition der drei besonders trockenen Jahre 2018 – 2020 bei allen Baumarten um mehr als 100% über dem 30-Jahres-Mittelwert für die Klimanormalperiode 1991 – 2020, die diese drei Jahre einschließt (Tabelle 11.2). Dass die drei Jahre im Mittel je nach Baumart 12 bis 18 Tage lange Maximaldauern von Trockenstressphasen aufwiesen, bedeutet im Falle ihrer jeweils trockensten Standorte, dass dort extremer Trockenstress zwischen 67 Tagen und 78 Tagen angehalten hat.

In der Zeitscheibe 2051-2080 werden an den extremsten Standorten im Harz 30-Jahresmittelwerte der Trockenstressdauer erreicht, die je nach Szenario ein Vielfaches des räumlichen Mittelwerts für die Testregion betragen: Bei den MPI-CLM-Szenarien liegen diese für Fichte zwischen 12,8 Tagen (MPI-CLM RCP4.5) und 18,1 Tagen (MPI-CLM RCP8.5), im ECE-RAC RCP8.5-Szenario bei 28,4 Tagen und im CA2-CLM RCP8.5-Szenario bei 24,2 Tagen.

Für die Forstplanung im Harz (Sachsen-Anhalt) lassen sich hieraus mehrere Schlussfolgerungen ableiten:

1. Bei Einhaltung des 2°C-Ziels (RCP2.6-Szenario) ist bei allen Baumarten mit einer Verringerung der Trockenstressexposition im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991-2020 zu rechnen, bei vielen Baumarten wird dann etwa die von der Klimanormalperiode 1961-1990 bekannte Trockenstressdauer erwartet.
2. Bei leichter Überschreitung des 2°-Ziels (RCP4.5-Szenario) ist immer noch eine Verbesserung der Situation im Vergleich zur Klimanormalperiode 1991-2020 möglich. Auch hier liegen die Trockenstressdauern zumeist auf dem Niveau von 1961 – 1990, lediglich bei Kiefer und Douglasie würde dieses Niveau leicht überschritten.
3. Bei deutlicher Verfehlung des 2°-Ziels (RCP8.5-Szenario) ist die Entwicklung je nach Projektion unterschiedlich zu beurteilen. Bei der damit verbundenen Temperaturerhöhung von über 4°C kommt es sehr darauf an, wieviel Niederschlag und in welcher zeitlichen Verteilung fallen wird. Die 3 Projektionen des RCP 8.5-Szenarios spannen hier einen weiten Möglichkeitsraum auf, der bis zum Jahr 2100 mindestens eine deutliche Verschlechterung im Vergleich zu 1991-2020 bedeutet, die insbesondere die Nadelbäume betrifft (ECE-RAC RCP8.5). Wenn diese im Mittel mildeste Variante Realität würde, wären allerdings die trockensten Standorte in höherem Maße von der Verschlechterung betroffen als in den beiden anderen Projektionen. Die andere Grenze des Möglichkeitsraums bedeutet, dass Trockenjahre mit so geringen bzw. noch weitaus geringeren Niederschlägen als 2018-2020 bis zum Jahr 2100 zum Normalfall würden (CA2-CLM RCP8.5). Die Folge wären Trockenstressdauern, die sich im Vergleich zu 1991-2020 auf das drei- bis sechsfache verlängern würden.
4. In allen Projektionen des RCP8.5-Szenarios wird für die Nadelbäume eine stärkere Verschlechterung der Wachstumsbedingungen erwartet als für die Laubbäume. Im Vergleich der Nadelbaumarten ist die Fichte in den niederschlagsreichereren Projektionen (MPI-CLM RCP8.5 und ECE-RAC RCP 8.5) die Baumart, die bis 2100 den höchsten Trockenstressdauern ausgesetzt wäre. Im Falle einer Realisierung des CA2-CLM RCP8.5-Szenarios liegen dagegen die Trockenstressdauern bei allen Nadelbaumarten weit über denen der aus den Jahren 2018 – 2020 bekannten Extrembedingungen. Die Fichte im Harz hätte allenfalls im Brockengebiet und bis zur Zeitscheibe 2051 - 2080 noch relativ günstige Wachstumsbedingungen, die allerdings mit höheren Trockenstressdauern verbunden wären als bei Kiefer oder Douglasie.

Insbesondere der Vergleich der Baumarten wird stark durch die Besonderheiten einzelner Jahre beeinflusst, da schon einzelne extreme Jahre ausschlaggebend für die baumartspezifischen Schäden sein können – es ist daher besonders wichtig, auch die Wirkung von Jahren mit extremen Bedingungen in der Planung zu berücksichtigen (Ahrends, Weis et al., 2023).

11.5 Literatur

- Ahrends, B., Heitkamp, F., Buresch, M., Evers, J., Hentschel, S., Bialozyt, R. & Meesenburg, H. (2023) 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., 192, 193–218.
- Ahrends, B., Hafner, S., Evers, J., Steinicke, C., & Meesenburg, H. (2016). Regionalisierung bodenphysikalischer Parameter für Waldstandorte in Sachsen-Anhalt – Unsicherheitsbetrachtung an Standorten verschiedener Umweltmessnetze. In Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. Bis 10. Oktober 2014 in Göttingen (Bd. 14). Universitätsverlag Göttingen.
- Ahrends, B., Meesenburg, H., Wagner, M., Scheler, B., & Fleck, S. (2013). Interzeption in Wäldern—Einfluss der Bestandesstruktur. Ausgleichs- und Reaktorfunktionen von Waldböden im Stoff- und Wasserkreislauf : FVA-Kolloquium in Freiburg am 4. - 5. Oktober 2012, 96, 37–55.
- Ahrends, B., Panfyorov, O., Czajkowski, T., Döring, C., Jansen, M., & Bolte, A. (2009). Bundesweiter standortsbezogener Modellierungsansatz zur Abschätzung von Trockenstress ausgewählter Baumarten unter den Klimaszenarien A1B und B1 im DSS Wald und Klima. Ber. Freiburger Forstliche Forschung, 82, 161–179.
- Ahrends, B., Weis, W., Habel, R., Meesenburg, H., & Wellpott, A. (2023). Folgen aufeinanderfolgender Trockenjahre für die Wasserverfügbarkeit in Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 179–190.
- Baston, D. (2020). Exactextractr: Fast Extraction from Raster Datasets using Polygons. R package version 0.4.0. <https://CRAN.R-project.org/package=exactextractr>
- 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. Annals of Forest Science, 63(6), 625–644. <https://doi.org/10.1051/forest:2006042>
- Buras, A., Rammig, A., & Zang, C. S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. Biogeosciences, 17(6), 1655–1672. <https://doi.org/10.5194/bg-17-1655-2020>
- Dobbertin, M., Wermelinger, B., Bigler, C., Bürgi, M., Carron, M., Forster, B., Gimmi, U., & Rigling, A. (2007). Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. TheScientificWorldJournal, 7 Suppl 1, 231–239. <https://doi.org/10.1100/tsw.2007.58>
- Fleck, S., Ahrends, B., Weis, W., Falk, W., Habel, R., Wellpott, A., & Meesenburg, H. (2023a). Evaluierung artspezifischer Unterschiede in LWF-Brook90 mit Xylemflussmessungen. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 53–68.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2023b). Trockenstressgefährdung der Baumarten im Harz und Tiefland Niedersachsens. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 122–138.
- Fleck, S., Ahrends, B., & Meesenburg, H. (2022). Trockenstressrisiko im Harz—AFZ DerWald 15-2022. dlv Digitalmagazin App. https://www.digitalmagazin.de/marken/afz-derwald/hauptheft/2022-15/waldokologie/021_trockenstressrisiko-im-harz
- Fleck, S., Albert, M., Plasil, P., Nagel, R., Sutmöller, 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. <https://doi.org/10.17875/gup2015-892>
- Forster, P. M., Smith, C. J., Walsh, T., Lamb, W. F., Lamboll, R., Hauser, M., Ribes, A., Rosen, D., Gillett, N., Palmer, M. D., Rogelj, J., von Schuckmann, K., Seneviratne, S. I., Trewin, B., Zhang, X., Allen, M., Andrew, R., Birt, A., Borger, A., ... Zhai, P. (2023). Indicators of Global Climate Change 2022: Annual update of large-scale indicators of the state of the climate system and human influence. Earth System Science Data, 15(6), 2295–2327. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2295-2023>
- Grillakis, M. G. (2019). Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. Science of The Total Environment, 660, 1245–1255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.001>
- Habel, R., Ahrends, B., Falk, W., Weis, W., Puhlmann, H., Wellpott, A., Streizer, A.-S., & Nowack, R. (2023). Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald. Forstliche Forschungsberichte München, 224, 79–93.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90, 185, 117 S.
- Jansen, M., Döring, C., Ahrends, B., Bolte, A., Czajkowski, T., Panfyorov, O., Albert, M., Spellmann, H., Nagel, J., Lemme, H., Habermann, M., Staupendahl, K., Möhring, B., Böcher, M., Storch, S., Krott, M., Nuske, R., Thiele, J., Nieschulze, J., & Beese, U. (2008). Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen textendash Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems „Wald und Klimawandel“ (DSS-WuK). Forstarchiv, 79, 131–142.
- Kopp, D., & Jochheim, H. (2002). Forstliche Boden- und Standortsformen des nordostdeutschen Tieflands als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung. Kessel. <https://www.forstbuch.de/produkt/forstliche-boden-und-standortsformen-des-nordostdeutschen-tieflands-als-datenbasis-fu%cc%88r-die-landschaftsmodellierung-kopp-d-jochheim-h>
- Kopp, D., Schanecke, W., & Schmidt, W. (unveröffentlicht, in Bearbeitung). Merkmalsspiegel zur Kennzeichnung der wichtigsten forstlichen Lokalbodenformen Sachsen-Anhalts.
- McDowell, N., Pockman, W. T., Allen, C. D., Breshears, D. D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D. G., & Yepez, E. A. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? New Phytologist, 178(4), 719–739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>
- Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.-J., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., ... Schelhaas, M.-J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. Global Change Biology, 29(5), 1359–1376. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>

- Petzold, R., Benning, R., Gemballa, R., Karas, F., & Andreae, H. (2014, 20.9). Aus alt mach neu. Altweiserdaten für die Ableitung und Regionalisierung bodenphysikalischer Eigenschaften in Sachsen. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffgewinnung. Forstwissenschaftliche Tagung, Dresden.
- Rakovec, O., Samaniego, L., Hari, V., Markonis, Y., Moravec, V., Thober, S., Hanel, M., & Kumar, R. (2022). The 2018–2020 Multi-Year Drought Sets a New Benchmark in Europe. *Earth's Future*, 10(3), e2021EF002394. <https://doi.org/10.1029/2021EF002394>
- Russ, A., Riek, W., & Wessolek, G. (2012). Regionalisierung bodenphysikalischer Kennwerte auf Grundlage forstlicher Standortskarten. *Freiburger Forstliche Forschung Berichte*, 113–127.
- Samaniego, L., Thober, S., Kumar, R., Wanders, N., Rakovec, O., Pan, M., Zink, M., Sheffield, J., Wood, E. F., & Marx, A. (2018). Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8(5), Article 5. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0138-5>
- 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 (Bd. 12). Universitätsverlag Göttingen. <https://www.univerlag.uni-goettingen.de/handle/3/isbn-978-3-86395-188-7>
- Schmidt-Walter, P., Ahrends, B., Mette, T., Puhlmann, H., & Meesenburg, H. (2019). NFIWADS: The water budget, soil moisture, and drought stress indicator database for the German National Forest Inventory (NFI). *Annals of Forest Science*, 76(2), Article 2. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0822-2>
- Schröder, H., & Fiedler, H.-J. (1975). Nährstoffgehalt und Trophiegliederung waldbodenbildender Grundgesteine des Harzes. *Hercynia*, 12, 40–57.
- Schulze, G. (1996). Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) SEA 95, Bd. A-D. Mecklenburg-Vorpommern Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz.
- Schwancke, W. (1993). Merkmalstabellen für Haupt- und Lokalbodenformen der forstlichen Standortserkundung im Bundesland Sachsen-Anhalt. Teil: Mittelgebirge und Hügelland (Bodenformen-Katalog). Forstplanungsamt Sachsen-Anhalt.
- Thiele, J., Nuske, R., Ahrends, B., & Saborowski, J. (2009). Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die Waldbewirtschaftung unter sich ändernden Klimabedingungen. In *Klimaschutz und Anpassung an die Klimafolgen* (S. 303–310). Institut der deutschen Wirtschaft Köln Medien GmbH.
- Thiele, J., Nuske, R. S., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M., & Saborowski, J. (2017). Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecological Modelling*, 346, 30–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.013>
- VEB Forstprojektierung Potsdam, Kopp, D., & Schwancke, W. (1974). Anweisung für die forstliche Standortserkundung in der DDR (Standortserkundungs-Anweisung). VEB Forstprojektierung Potsdam.
- Vuuren, D., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S., & Rose, S. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*. This issue. *Climatic Change*, 109, 5–31. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Wehberg, J.-A., & Böhner, J. (2023). Hochauflöste Klimaprojektionen für Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 69–78.
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Raphael, H., & Axel, W. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22–52.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M. (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis (Bd. 40). TUB Selbstverlag.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R., & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/app11052403>

12 Wasserhaushaltsmodellierung für die Standortskartierung in Baden-Württemberg

Raphael Habel, Heike Puhlmann, Ann-Christin Müller

12.1 Einleitung

Eine korrekte Einschätzung des Wasserhaushalts unter variablen Klimabedingungen ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für waldbauliche Entscheidungen, die den Weg zu einer klimaresilienten und risikoarmen Forstwirtschaft weisen. Dabei ist es nicht einfach, den Standortsfaktor Wasserhaushalt in der Standortserkundung objektiv und nachvollziehbar darzustellen. Bei der Forstlichen Standortskartierung in Baden-Württemberg wird die örtliche Wasserhaushaltsstufe über das „Südwestdeutsche Standortskundliche Verfahren“ (MoST) ermittelt (Rörig-Weisbrod et al., 2022). Hierbei werden geographische, geologische, bodenkundliche, vegetationskundliche und klimatologische Eigenschaften sowie die Geschichte der Waldstandorte erfasst. Auf der ersten Stufe – der regionalen Gliederung – wird das Land zunächst in geographische Großlandschaften mit ähnlichen naturräumlichen Gegebenheiten (Klima, Ausgangsgestein, Landschaftsform) gegliedert. Unterhalb dieser Wuchsgebiete erfolgt die Unterteilung in regionale Einheiten, welche sich hinsichtlich ihrer Geomorphologie, der klimatischen Verhältnisse und der Zusammensetzung des natürlichen Waldes unterscheiden. Bei starkem Reliefeinfluss erfolgt zudem eine höhenzonale Gliederung. Die regionalen Einheiten werden dann in der zweiten Stufe, der lokalen Gliederung, weiter unterteilt – zunächst über das Relief in geomorphologische Großgruppen und innerhalb dieser Gruppen über die Bodenökologie in Öko-Serien. Die kleinste räumliche Einheit der Standortskartierung in Baden-Württemberg ist die regionalzonale Standortseinheit (Abbildung 12.1). In einer Standortseinheit werden Standorte zusammengefasst, die waldbaulich gleichbehandelt werden können, ähnliche Gefahrenpotenziale haben und eine vergleichbare Wuchsleistung aufweisen. Sie werden anhand des Wasser- und Lufthaushalts, der Bodenreaktion und Nährstoffverfügbarkeit, ökologischen Artengruppen und des Ausgangssubstrats voneinander abgegrenzt.

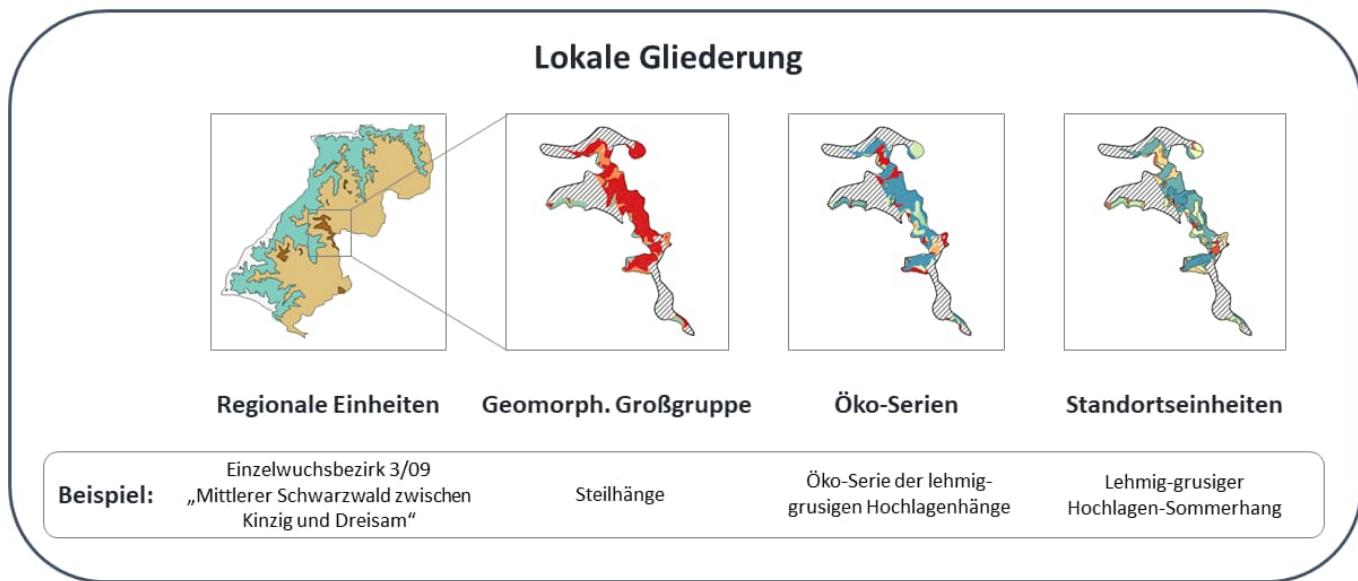


Abbildung 12.1: Lokale Gliederung der Standortskartierung in Baden-Württemberg

Neben der statischen Natur des Kartierverfahrens, welche die Dynamik des Klimawandels nur unzureichend abbilden kann, unterliegt die Ansprache des Wasser- und Lufthaushalts in der Standortskartierung in Baden-Württemberg einer Reihe weiterer Herausforderungen. Zur Abgrenzung der Wasserhaushaltsstufen wird im Feld die Lage im Gelände, die Bodenentwicklungstiefe, die Humosität und die Bodenvegetation herangezogen. Der Wasserhaushalt wird dabei jedoch nicht in absoluten Kategorien, sondern entsprechend seiner relativen Ausprägung innerhalb einer Öko-Serie angesprochen. Hierfür wird bei den terrestrischen Wasserhaushaltsstufen die mittlere Ausprägung des Wasserhaushalts innerhalb einer Öko-Serie der Stufe „mäßig frisch“ zugeordnet. Feuchtere oder trockenere Standorte werden relativ dazu eingestuft. Zur Interpretation dieser relativen Wasserhaushaltsansprache gehört daher auch Kenntnis der Öko-Serien und deren Ausprägung, da ein „mäßig frischer“ Standort im Hochschwarzwald absolut gesehen viel feuchter sein kann als ein „mäßig frischer“ Standort in der Oberrheinebene. Zusätzlich zur

Problematik der relativen Wasserhaushaltsstufen ist die Verwendung der Standortskartierung zur Bewertung des standörtlichen Wasserhaushalts auch dadurch limitiert, dass bislang ca. 26 % der Landeswaldfläche, darunter große Teile des Privatwaldes, nicht kartiert sind.

Vor diesem Hintergrund sollte das Projektziel einer objektiven, landesweit einheitlichen und dabei flächig vorliegenden, dynamischen Wasserhaushaltsansprache realisiert werden. Hierzu wurden flächige Informationen zu Boden und Gelände zunächst in ausgewählten Testgebieten und schließlich für die gesamte Landeswaldfläche erarbeitet und aufbereitet. Nach der Profilerstellung der Bodeneingangsdaten und der Parametrisierung des Modellsystems wurden Wasserhaushaltsmodellierungen flächenhaft durchgeführt und die abgeleiteten Indikatoren mit den Interpretationen aus der Standortskartierung und anderen Validierungsoptionen verglichen. Testgebiete wurden modelliert, um Rückschlüsse über die Modellgüte zum einen und die notwendige räumliche Auflösung für die landesweite Modellierung zum anderen zu gewinnen. In diesem Kapitel werden diese Ergebnisse der dynamischen Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF-Brook90 zusammen mit den zugrundeliegenden Methoden für das Bundesland Baden-Württemberg präsentiert und diskutiert.

12.2 Methoden

12.2.1 Modellierung und Berechnung des Trockenheitsrisikos

Die Modellierung des Wasserhaushalts erfolgte mit LWF-Brook90, einem in der Forsthydrologie weit verbreiteten, eindimensionalen Wasserhaushaltsmodell, welches auf dem Modell Brook90 (Federer, 2002) basiert und an der LWF entscheidend weiterentwickelt wurde (Hammel & Kennel, 2001). Durch eine Vielzahl anpassbarer Parameter ermöglicht es eine differenzierte Abbildung der Wasserbewegungen durch Vegetation und Boden. Die Parametrisierung wurde mit Hilfe der Daten des intensiven forstlichen Monitorings (Level-II) durchgeführt (Weis et al. 2023). Die Datenaufbereitung und Parametrisierung erfolgte weitgehend automatisiert in der Programmierumgebung R/Rstudio mithilfe des eigens dafür entwickelten R-Pakets *modLWFB90* (Habel, Müller & Wolf, 2021). *modLWFB90* dient dabei als wrapper-Paket für das an der NW-FVA entwickelte *LWFBrook90R* Version 0.4.5 (Schmidt-Walter et al., 2020), welches eine einfache und effektive Ansteuerung von LWF-Brook90 in R ermöglicht. Beide Pakete sind über GitHub erhältlich.

Die Wasserhaushaltsstufen wurden aus dem langjährigen Mittel des Transpirationsdefizits hergeleitet, welches als Quotient aus der modellierten Transpiration zur potentiellen Transpiration (T/T_p) dargestellt wird. Die Klassengrenzwerte der an der LWF auf der bayerischen Landeswaldfläche ermittelten Klassifikation basieren auf der mittleren Transpirationseinschränkung sowie der Auftrittswahrscheinlichkeit für extreme Trockenjahre, in denen die Transpirationseinschränkung im Jahresmittel 25 % übersteigt (Tabelle 12.1). Ergebnisse der Buchen- und Fichtenparametrisierung (Weis, Ahrends et al., 2023) als jeweils bedeutendste Laub- und Nadelbaumart wurden dabei für die Erstellung eines flächig-repräsentativen Standortswasserhaushalts gemittelt.

Tabelle 12.1: Grenzwerte für transpirationsbasierte Wasserhaushaltsstufen auf Grundlage des Trockenheitsrisikos. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.

Wasserhaushaltsstufe	Mittelwert T/T_p	statistische Anzahl theoretischer Trockenjahre ($T/T_p \leq 0,75$) in 30 Jahren
sehr trocken	$\leq 0,75$	30
trocken	$> 0,75 - 0,85$	18 - < 30
mäßig trocken	$> 0,85 - 0,90$	12 - < 18
mäßig frisch	$> 0,90 - 0,95$	6 - < 12
ziemlich frisch	$> 0,95 - 0,975$	3 - < 6
frisch	$> 0,975 - 0,99167$	1 - < 3
sehr frisch	$> 0,99167$	< 1

12.2.2 Parametrisierung von Gelände- und Bodeneigenschaften

LWF-Brook90 benötigt neben statischen Informationen zu Boden und Relief der zu modellierenden Standorte meteorologische Tagesdaten als Modellantrieb. Die dynamischen Eingangsgrößen zu Lufttemperatur, Niederschlag, Dampfdruck, Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit, die an der Uni Hamburg aus DWD-Daten auf ein 250 m-Raster regionalisiert wurde (Dietrich et al., 2019; Wehberg et al., 2023). An jedem Modellierungspunkt wurde die nächstgelegene Klimarasterzelle ermittelt und aus Klimadatenbanken der entsprechende Datensatz ausgelesen. Die Reliefparameter Hangneigung und Exposition, welche im Modell unter anderem zur lokalen Anpassung der

klimatischen Größen verwendet werden, wurden an den Modellierungspunkten aus einem digitalen Geländemodell bestimmt.

Die Parametrisierung des Bodens erfolgte mit regionalisierten Bodendaten, die aufbauend auf der Methodik von Zirlewagen & von Wilpert (2011) flächig für die Waldfläche Baden-Württembergs im 25 m-Raster neu erstellt wurden. Während in der methodischen Quelle nur Bodendaten der zweiten Bodenzustandserhebung (BZE II) als Datengrundlage genutzt wurden, basieren die hier genutzten Modelle auf einem Datensatz aus Bodendaten der BZE II, der 3. Bundeswaldinventur, verschiedensten Projektdaten sowie Profildaten des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGBR). Für die Regionalisierung wurden diese Datensätze randomisiert in Trainings- und Validierungsdatensätze geteilt. Bei ausreichender Datenlage wurde der Zusammenhang zwischen Zielvariablen und Prädiktoren über Boosted Regression Trees (BRT) ermittelt. Andernfalls wurde auf einfache Ordinary Least Square Modelle (OLS) zurückgegriffen. Als erklärende Prädiktoren wurden eine Vielzahl von topographischen Parametern, Informationen der Standortskartierung, Bodenkarten (Geologische Landesaufnahme Boden GeoLa-Boden, Bodenübersichtskarte BÜK200) und geologische Karten (GeoLa-Geo) genutzt. Die Regionalisierungsmodelle wurden jeweils für zehn naturräumlich möglichst homogene Großlandschaften, sogenannte Straten, erstellt. Dadurch wurde ein Großteil der überregional vorhandenen Varianz aus den Modellen ausgeklammert, wodurch lokale Einflussgrößen besser abgebildet werden. Die einzelnen stratifizierten Modelle wurden im Anschluss wieder zu einem flächendeckenden Datensatz zusammengefügt (Zirlewagen (2021); Abbildung 12.2). Da die regionalisierten Bodeneingangsdaten flächendeckend vorliegen, konnte eine für die gesamte Waldfläche Baden-Württembergs einheitliche, in sich konsistente Datenbasis für die Modellierung genutzt werden. Die im Modell genutzten bodenbasierten Eingangsgrößen sind Bodentextur, Skelettgehalt, die Mächtigkeit der Humusauflage sowie die Bodenentwicklungsstufe. Bodenhydraulische Parameter nach Mualem (Mualem, 1976) und van Genuchten (van Genuchten, 1980) wurden über die Bodentextur mit der Pedotransferfunktion von Wessolek et al. (2009) hergeleitet. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) wurde über die Differenz des Wassergehalts bei Feldkapazität ($pF = 1,8$) und permanentem Welkepunkt ($pF = 4,2$) bestimmt und über die durchwurzelten Bodenschichten aggregiert. Der Wurzelraum wurde dabei einerseits über die baumartspezifisch parametrisierte maximale Durchwurzelungstiefe (Weis, Ahrends et al., 2023), andererseits über die Profiltiefe limitiert (vgl. Kapitel 12.2.3). Sonstige Vegetationsparameter wurden auf die Werte aus Weis, Ahrends et al. (2023) gesetzt.

Aufgrund der rasterbasierten Datenstruktur der Bodeneingangsdaten wurde die Wasserhaushaltsmodellierung auf Rasterebene durchgeführt. Parametrisierung und Modellierung erfolgen auf einem rasterförmig angeordneten Punktgitter, welches je nach Anwendung, Rechen- und Speicherkapazität beliebig verfeinert werden kann. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse auf Landesebene basieren auf einem 250 m-Raster, welches auf der Fläche Baden-Württembergs 55.523 Modellierungspunkte umfasst. In Testgebieten wurde mit einer Auflösung von 25 bis 50 m gerechnet, um sich bei Detailuntersuchungen einer flächigen Repräsentanz der Ergebnisse anzunähern. Ein Nachteil im Vergleich zur Modellierung auf Polygonebene ist, dass die in den Polygonen enthaltene Flächeninformation der Standortskartierung verloren geht. Vorteile liegen hingegen in der einheitlichen Modellierung kartierter und nichtkartierter Flächen und der Nutzung von gemessenen Labordaten als Ausgangsdaten im Vergleich zu subjektiv erstellten Leitprofilen. In Baden-Württemberg existierten bei der Erstellung der WP-KS-KW-Profildatenbank, welche die Grundlage für die polygonbasierte Modellierung auf Standortskartierungsebene darstellen sollte, nur wenige im Feld aufgenommene, vollständig analysierte Profile. Daneben lagen umfangreiche ältere Profilbeschreibungen aus den 1970er und 1980er Jahren vor, deren Qualität und Vollständigkeit jedoch erheblich zwischen den verschiedenen Kartierern variiert. Auf der Basis der vollständige analysierten Profile sowie der älteren Profile wurden von Wiebel (2010) aggregierte Leitprofile für die regionalzonalen Standortseinheiten erstellt. Diese auf gutachterlichen Expertenschätzungen basierenden Profile bilden die Grundlage der verfügbaren Leitprofildatenbank. Die Nutzung von regionalisierten Bodendaten war für die nichtkartierte Fläche bereits vorgesehen und wurde nach der Überarbeitung durch Zirlewagen (2021) vor dem Hintergrund der herausfordernden Datenlage der Leitprofildatenbank für die gesamte Landeswaldfläche übernommen. Ein weiterer Vorteil der rasterbezogenen Modellierung ist, dass Reliefparameter wie Exposition und Hangneigung nicht auf einen mittleren Wert je Polygon aggregiert werden müssen, sondern die punktförmig verfügbare Information am Modellierungspunkt bestmöglich abbilden.

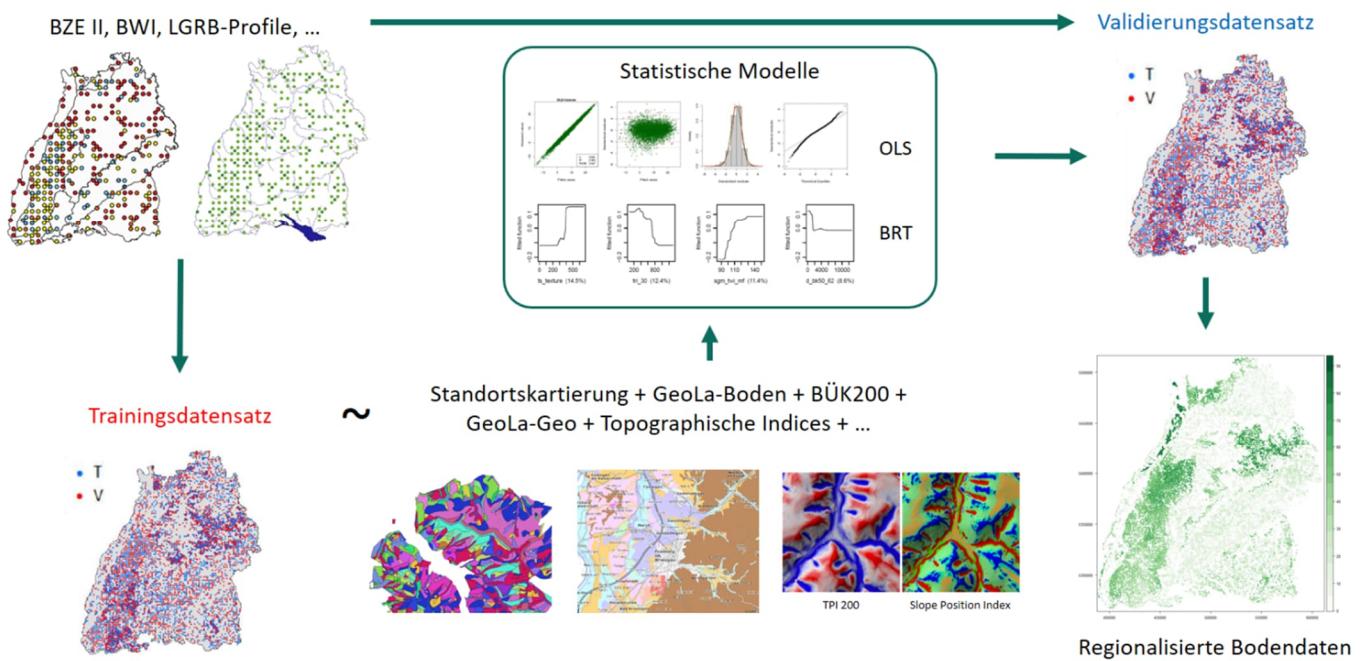


Abbildung 12.2: Schematische Darstellung der Methodik der Regionalisierung der Bodeneingangsdaten. Eigene Darstellung mit angepassten Abbildungen aus Zirlewagen (2021), LGRB (2016) und Hartmann et al. (2016).

12.2.3 Tiefendiskretisierung

Nach Federer (2002) wird bei der Modellierung mit Brook90 von einer Schichtdicke kleiner 5 cm abgeraten. Die Diskretisierung der Tiefenstufen erfolgte daher nach dem folgenden Schema: Humusauflagen unter 2 cm Mächtigkeit wurden in ihrem Effekt als gering eingeschätzt und entfernt, 3 und 4 cm mächtige Humusauflagen auf 5 cm erweitert. Bis 50 cm wurden Berechnungsknoten in 5 cm-Schritten gesetzt, zwischen 50 und 100 cm Tiefe in 10 cm, darunter in 20 cm-Schritten. Die regionalisierten Bodendaten lagen für jeden Parameter in jeweils vier Rasterlayern vor, welche die Bodeneigenschaften bis zu den Untergrenzen der BZE-Beprobungstiefen (0-10 cm, 10-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm) abbildeten. Die Bodendaten wurden den entsprechenden Modellierungsknoten zugewiesen und im Anschluss auf die Bodentiefe reduziert oder erweitert, die sich aus dem jeweils größeren Wert von regionalisierten Bodentiefendaten und den Bodentiefenangaben der GeoLa-Boden ergab. Diese Methodik wurde gewählt, da die regionalisierten Bodendaten die Gründigkeit tendenziell als zu gering einschätzen. Der Hauptgrund hierfür ist, dass die Bodenentwicklungstiefe ein im Gelände schwer zu bestimmender Parameter ist und tendenziell eher unterschätzt wird, etwa wenn Steine das Graben eines Profils oder das Eindringen eines Bohrstocks erschweren. Der Effekt des Wurzelwachstums in Klüften unterhalb der anstehenden Gesteinshorizonte sorgt zusätzlich für eine systematische Unterschätzung des Wurzelraums, der für die Wasseraufnahme genutzt werden kann. Die Kombination zweier Modellansätze über den jeweiligen Maximalwert wurde hier als Möglichkeit gesehen, eine tendenzielle Unterschätzung der Bodentiefe zu umgehen, ohne die Gründigkeit zu schätzen oder auf einen festen, großzügig gewählten Wert festzusetzen.

12.2.4 Stau- und Grundwassereinfluss

Die Regionalisierung der Bodendaten wurde nur für den durchwurzelbaren Bereich des Bodens durchgeführt und dabei Sd- und Gr-Horizonte als Wurzelbarriere angenommen (Zirlewagen, 2021). Die Bodendaten enthalten somit zwar Informationen zur Tiefenlage von stauenden Schichten, nicht jedoch zu deren Textur, Dichte oder Wasserdurchlässigkeit. Stauhorizonte mussten deshalb nachträglich an die Profile der Modellierungspunkte angehängt werden. Für die Verortung von Grund- und Stauwassereinfluss wurden, wo vorhanden, Informationen aus der Wasserhaushaltsansprache der Standortskartierung verwendet.

War an einem Modellierungspunkt eine stauwassergeprägte Wasserhaushaltsstufe (Tabelle 12.2) kartiert, wurden stauende Horizonte angehängt. In Bereichen, in denen keine Standortskartierung vorhanden ist, wurde Hydromorphie über den Bodentyp in der GeoLa-Boden ermittelt. Modellpunkte, an denen Bodentypen der Bodentypenklassen „Stauwasserböden“ vorkamen, wurden als stauwasserbeeinflusste Standorte behandelt. Für diese Standorte wurde eine stauende Schicht direkt an die letzte Tiefenstufe des Bodenprofils angehängt. Da bereits Bodenart und

Skelettgehalt einen gewissen stauenden Effekt haben können, wurde die Durchlässigkeit der Stauschicht je nach Wuchsgebiet angepasst (WG1: $K_s = 1 \text{ mm/d}$; WG2: $K_s = 2 \text{ mm/d}$; WG3,4,6: $K_s = 5 \text{ mm/d}$; WG5: $K_s = 90 \text{ mm/d}$; WG7: $K_s = 7 \text{ mm/d}$), sodass die Gesamtflächenanteile der stauwassergeprägten Böden aus der Standortskartierung möglichst gut getroffen werden.

Analog zu den Stauwasserböden wurden Informationen zum Grundwassereinfluss bei fehlender Standortskartierung aus der GeoLa-Boden entnommen. Dabei wurden alle Punkte mit Bodentypen der Klassen „Gleye“ und „Außenböden“ als grundwasserbeeinflusste Standorte behandelt. Bei Grundwasserstandorten wurden die Daten der tiefsten Bodenschicht bis in 3 m Tiefe verlängert und am unteren Rand mit einer wasserstauenden Schicht versehen, die mit dem minimalen vom Modell akzeptierten Wert für die maximale Wasserleitfähigkeit ($K_s = 0,0001 \text{ mm/d}$) ausgestattet ist. Durch das sich stauende Wasser wurde so ein Grundwasserspiegel simuliert. Zu Modellierungsbeginn wurde der Wassergehalt im durchwurzelten Bereich auf Feldkapazität ($\text{psi} = -6,3 \text{ kPa}$) gesetzt, unterhalb wurden die Bodenschichten initial voll aufgesättigt. Randeffekte durch ein initiales Aufstauen des 3 m tiefen Profils konnten so verhindert werden.

Zur Klassifikation von Grund- und Stauwasserstufen wurde die Herleitung der hydromorphen Wasserhaushaltstypen mit Experten der Arbeitsgruppe „Standortskartierung“ der FVA diskutiert. In der Standortskartierung wird vor allem die Tiefe der Hydromorphiemarkale (Nassbleiche, Rostflecken) in Bohrstockansprachen zur Abstufung des Grund- und Stauwassereinflusses herangezogen (Rörig-Weisbrod et al., 2022). Die hydromorphiegeprägten Wasserhaushaltstypen der Standortskartierung wurden in den Modellergebnissen in die Ausprägungen „schwach“, „mäßig“ und „stark“ aggregiert, da die Nachbildung feinerer Unterteilungen vor dem Hintergrund der Limitationen der Modellierung sowie lokalen Feinheiten in der Feldansprache als unrealistisch eingeschätzt wurde. Bei Stauwasserböden wurde die Lage der Hydromorphiemarkale nach Tabelle 12.2 numerisch nachgebildet und dabei für Stauwasserböden ein Grenzwert von 20 Tagen vollständiger Wassersättigung im langjährigen Mittel zur Ausprägung von Hydromorphie festgelegt. Für die Klassifikation der Grundwasserstufe wurde der mittlere Grundwasserstand nach Tabelle 12.3 ausgewertet.

Tabelle 12.2: Herleitung der stauwassergeprägten Wasserhaushaltstypen über die Definitionen der Standortskartierung Baden-Württemberg. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.

Effektstärke Modellierung	Bezeichnung Standortskartierung	Definition Standortskartierung: LAGE Hydromorphiemarkale
schwach	grundfrisch	> 60 cm uGOF
mäßig	schwach wechseltrocken schwach wechselfeucht	30-60 cm uGOF
stark	wechselfeucht/ -trocken/ -nass vernässend/ staunass	> 30 cm uGOF > 30 cm uGOF und > 300 Tage vollständige Wassersättigung

Tabelle 12.3: Herleitung der grundwassergeprägten Wasserhaushaltstypen über die Definition der Standortskartierung Baden-Württemberg. Die Hintergrundfarbe entspricht der Darstellung der jeweiligen Stufe in den Abbildungen dieses Kapitels.

Effektstärke Modellierung	Bezeichnung Standortskartierung	Definition Standortskartierung: Lage mittlerer scheinbarer Grundwasserstand
schwach	grundfeucht	80-160 cm uGOF
mäßig	feucht	30-80 cm uGOF
stark	nass/quellig/sickerfeucht	< 30 cm uGOF

12.3 Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden Modellierungsergebnisse für die Landeswaldfläche in einer Auflösung von 250 m dargestellt. Detailliertere Ergebnisse in höherem Maßstab wurden für ausgewählte Gebiete in einem 25 m-Raster modelliert, welches durch die Auflösung von Boden- und DGM-Raster die feinst mögliche Auflösung darstellt. Da sich einige der flächig vorliegenden Ergebnisse durch das Zusammenspiel von Klima und Boden gut erklären lassen, wird in Abbildung 12.3 und Abbildung 12.4 zunächst eine Übersicht relevanter Einflussgrößen präsentiert.

Gemäß GeoLa-Boden dominieren auf den Waldstandorten Braunerden, Parabraunerden und Podsole (Abbildung 12.3). Stauwasserböden finden sich gehäuft im Südwestdeutschen Alpenvorland und im Odenwald, wo sie auf

knapp 20 % der Gesamtwaldfächen vorkommen. Gleye und Auenböden haben den größten Flächenanteil in den Auen der Oberrheinebene. Die Lage von Ah-C-Böden sowie Kalk- und Tonböden ist weitgehend deckungsgleich mit den unteren Extrembereichen der nFK. Bedingt durch Skelettgehalt, hohe Tongehalte und eine geringe Gründigkeit werden hier in hellgelb Böden mit einer geringen Speicherfähigkeit von pflanzenverfügbarem Wasser angezeigt. Dies sind vor allem flachgründige sowie sehr tonige Böden aus Muschelkalk, Keuper und, flächenhaft dominant, Jurakalk der Schwäbischen Alb. Maximale nutzbare Feldkapazitäten finden sich im südwestdeutschen Alpenvorland und im Kraichgau auf lehmigen, tiefgründigen Böden.

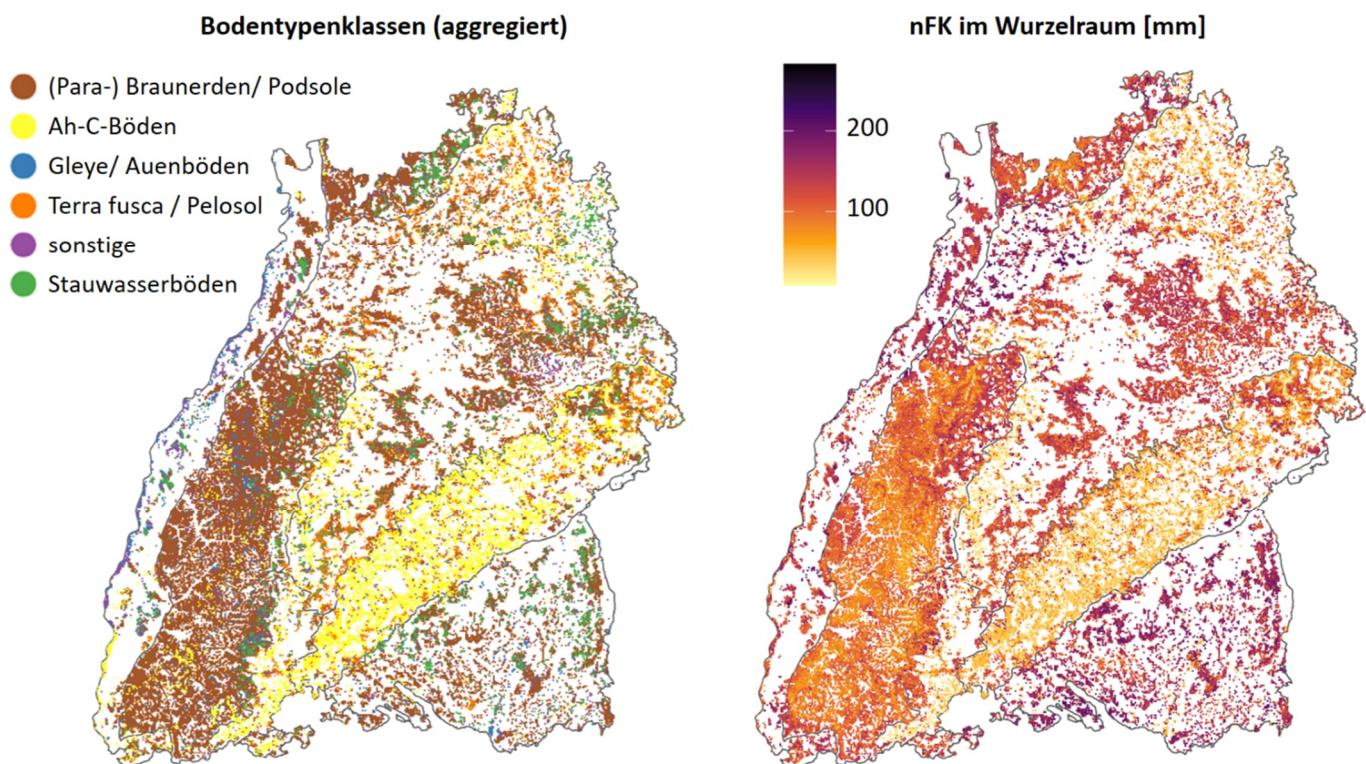


Abbildung 12.3: Räumliche Verteilung aggregierter Bodentypenklassen nach LGRB (2016) (links) und modellierte nFK im Wurzelraum nach Methodik in 12.2.2 (rechts).

Bei der mittleren Jahreslufttemperatur zeichnet sich das Relief deutlich ab, da die Lufttemperatur konstant mit der Höhe abnimmt. Maximalwerte der Lufttemperatur zeigten sich flächig in der Oberrheinebene, sowie lokal in den Flusstälern, am Hochrhein im Süden, am Neckar in der Mitte des Landes und an der Tauber im Nordosten. Die Minimalwerte der Lufttemperatur lagen in den Höhenlagen von Schwarzwald und Schwäbischer Alb. Bei der Aufteilung der historischen Daten in die zwei Klimanormalperioden (KNP) 1961-1990 und 1991-2020 wurde der Effekt des Klimawandels bereits deutlich erkennbar. In der Oberrheinebene ist nach den vorliegenden Klimadaten mancherorts eine Erwärmung um 1,5 °C im Vergleich zu 1990 bereits erfolgt. Bis 1990 betrug dort die durchschnittliche Lufttemperatur 10,5 °C, in den folgenden 30 Jahren schon 12 °C und im Norden der Rheinebene zwischen 2010 und 2020 bereits über 12 °C (Abbildung 12.4).

Beim Jahresniederschlag lagen die Spitzenwerte mit über 2000 mm in den Hochlagen des Schwarzwalds. Lokale Maxima sind in den anderen Gebirgsregionen Odenwald, Keuperbergland, Schwäbische Alb und, nochmals deutlicher, im Südwesten im Vorland der Alpen erkennbar. Die geringsten Niederschlagsmengen zeigten sich im Nordosten des Landes, im nördlichen und südlichen Oberrheingraben sowie in den Regenschattengrenzen von Schwarzwald und Alb. Auch hier ist ein Trend zu geringeren Niederschlagsmengen gerade in den kollinen und planaren Zonen und besonders zwischen 2010 und 2020 durch die Häufung ungewöhnlich trockener Jahre (2011, 2015, 2018-2020) deutlich zu sehen.

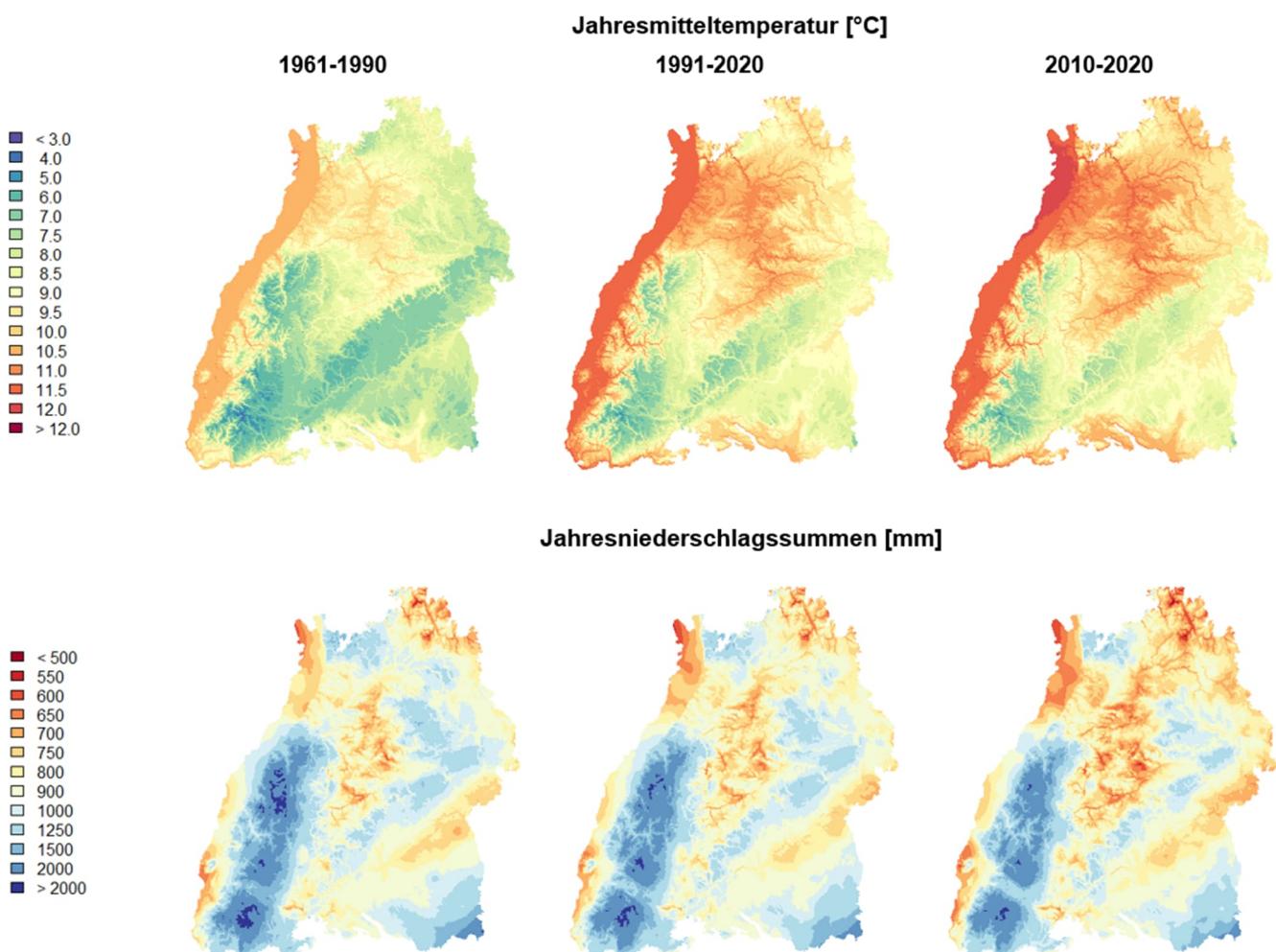


Abbildung 12.4: Räumliche Verteilung von mittlerer Lufttemperatur (oben) und Niederschlagssumme (unten) im langjährigen Mittel der zwei historischen Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020, sowie von 2010 bis 2020.

12.3.1 Durchschnittliche Jahresflüsse

Der erste und einfachste Test auf Plausibilität von Wasserhaushaltsmodellierungen ist die Überprüfung der Wasserbilanz. Im langjährigen Mittel (60 Jahre von 1961-2020) kann die Füllung des Bodenwasserspeichers in Relation zu den übrigen Wasserhaushaltsgrößen als vernachlässigbar angesehen werden, wodurch sich die Niederschlagsmenge lediglich auf Abfluss (Tiefenversickerung, lateraler Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss) und Evapotranspiration (Interzeption, Transpiration und Bodenevaporation) aufteilt. Durch die unterschiedlichen Parametrisierungen von LWF-Brook90 für die vier Baumarten Fichte, Buche, Eiche und Kiefer ergaben sich Unterschiede in der Wasserbilanz. In Tabelle 12.4 sind jeweils die Mittelwerte der Bilanzgrößen als Absolutwert und als prozentualer Anteil der Niederschlagsmenge angegeben. Die Niederschlagsmenge wird von der Parametrisierung nicht beeinträchtigt und lag im Mittel Baden-Württembergs bei 1076 mm. Bei der Transpiration zeigte sich der Effekt der stärker transpirierenden Laubbaumarten (Eiche: 299 mm, Buche: 290 mm), die über den Werten von Kiefer (275 mm) und Fichte (285 mm) lagen. Die Interzeption ist bei Nadelbäumen deutlich höher, da auch außerhalb der Vegetationsperiode Niederschlag vom Kronendach abgefangen wird. Für Fichte wurde ein maximaler *leaf area index* (LAI_{max}) von 7 gewählt, während dieser für Kiefer mit 3,5 nur halb so hoch lag. Der Unterschied zwischen Fichte (419 mm) und Kiefer (355 mm) war somit ein Ergebnis der deutlich größeren Oberfläche des Kronendachs. Die Interzeptionswerte von Buche (234 mm) und Eiche (237 mm) waren hingegen etwa gleich. Höhere Werte für LAI_{max} bei Buche (LAI_{max}: 6, FRINTL: 0,08) kompensierten in der gewählten Parametrisierung den höheren Interzeptionsparameter (FRINTL: Interzeptionsanteil je Einheit LAI) der Eiche (LAI_{max}: 4, FRINTL: 0,12). Der LAI hatte dabei auch einen direkten Einfluss auf die Bodenevaporation. Durch die geringere Abschattung und die größere Strahlungsmenge am Boden über das Jahr hinweg lag die Bodenevaporation mit 113 mm für Kiefer fast doppelt so hoch wie bei Fichte (60 mm). Die Laubbaumarten hatten zwar ähnliche hohe Abschattungswerte wie die Fichte, auch hier war die Bo-

denevaporation wegen der unbelaubten Phase aber höher. Die Bilanzgrößen Transpiration, Interzeption und Bodenevaporation summieren sich zu Evaporationswerten, die vom Betrag her die Reihenfolge Fichte (765 mm), Kiefer (745 mm), Eiche (642 mm) und Buche (628 mm) bildeten. Entsprechend waren die Sickerwasserraten als vertikaler Fluss aus der tiefsten Bodenschicht unter Buche (427 mm) und Eiche (414 mm) höher als unter Kiefer (316 mm) und Fichte (297 mm). Bilanzgrößen wie Hang- und Oberflächenabfluss hatten auf die Gesamtwaldfläche gerechnet keinen nennenswerten Effekt.

Tabelle 12.4: Mittelwert der Wasserbilanzgrößen auf der Landeswaldfläche für die vier baumartspezifischen Parametrisierungen, jeweils als Absolutwert und als prozentualer Anteil des Niederschlags

Wasserbilanzgrößen	Fichte mm / %N	Buche mm / %N	Kiefer mm / %N	Eiche mm / %N
Niederschlag	1076 / 100	1076 / 100	1076 / 100	1076 / 100
Transpiration	285 / 29	290 / 29	275 / 28	299 / 30
Interzeption	419 / 40	234 / 23	355 / 34	237 / 23
Bodenevaporation	60 / 6	103 / 10	113 / 11	105 / 10
Evapotranspiration	765 / 75	628 / 63	745 / 73	642 / 64
Sickerwasserfluss	297 / 25	427 / 37	316 / 27	414 / 36

Die Absolutwerte der Wasserhaushaltsgrößen waren zwischen den Baumarten zwar unterschiedlich, die räumliche Verteilung der Bilanzgrößen unterschied sich jedoch kaum. Deswegen sind für die räumlich differenzierte Darstellung der Wasserhaushaltsgrößen nur die Ergebnisse für die Fichte dargestellt (Abbildung 12.5). Die Niederschlagsverteilung war weitestgehend deckungsgleich mit der räumlichen Verteilung von Interzeption und Sickerwasserfluss, da die lokalen Bodeneigenschaften bei der Interzeption keinen und beim Sickerwasser einen recht geringen Einfluss auf die langfristige Bilanzsumme hatten. Die Verteilungen dieser Bilanzgrößen wurden von den hohen Niederschlagsmengen des Schwarzwalds von über 2000 mm dominiert. Der Albtrauf, der Odenwald und das Keuperbergland sind als lokale Maxima erkennbar. Deutlich höhere Werte zeigten sich auch im von Steigungsregen beeinflussten Südwestdeutschen Alpenvorland. Auch bei der Transpiration wurde der Effekt der Geländehöhe deutlich sichtbar, da Transpirationswerte stark von klimatischen Faktoren wie Lufttemperatur und Dampfdruckdefizit abhängen, die wiederum jeweils stark höhenabhängig sind. In niederen Lagen, besonders im Nordosten des Landes, zeigten sich aber auch bereits Wassermangelgebiete, wo die Verdunstung nicht durch die Lufttemperatur, sondern durch das Wasserangebot limitiert ist. Bei der Evapotranspiration zeigten sich die Verdunstungseffekte kombiniert, wobei Transpiration und Interzeption einen deutlich größeren Einfluss haben als die vom Betrag her deutlich geringere Bodenevaporation.

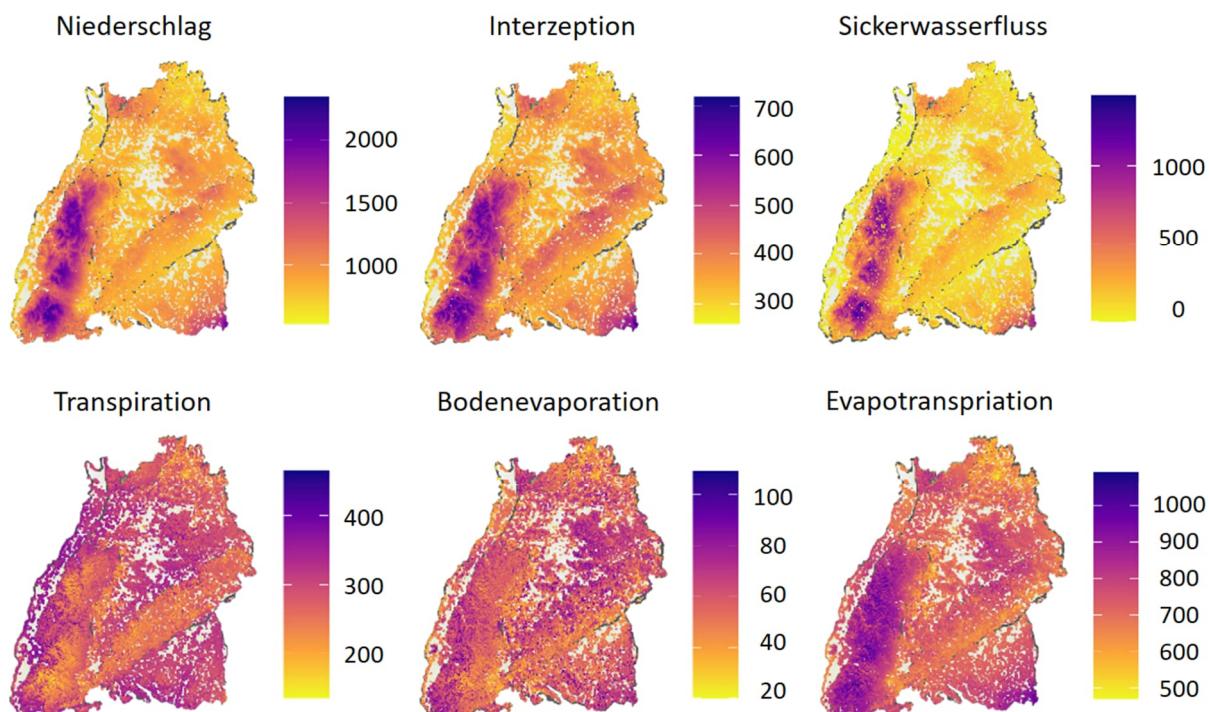


Abbildung 12.5: Räumliche Darstellung der durchschnittlichen Jahresflüsse in mm der Wasserbilanzgrößen für Fichten (1961-2020).

12.3.2 Darstellung des Trockenheitsrisikos

Trockenheit auf der Landeswaldfläche

Die modellierte räumliche Verteilung der Wasserhaushaltstklassen für den historischen Zeitraum 1961-2020 spiegelten ein generell bekanntes Bild wider (Abbildung 12.6 nach Tabelle 12.1). Die Gebiete mit der landesweit besten Wasserversorgung waren die hochmontanen Lagen des Schwarzwalds und das südwestdeutsche Alpenvorland, wo die sehr frische (dunkelblau in Abbildung 12.6) Wasserhaushaltststufe dominierte. Auch im Albtrauf, dem steilen Anstieg der Schwäbischen Alb im Vergleich zum westlichen Albvorland, fand sich vorwiegend die Stufe „sehr frisch“, jedoch deutlich kleinräumiger. Weiterhin in frisch bis ziemlich frischen Wasserhaushaltststufen (blau bis grünblau in Abbildung 12.6) gut wasserversorgt waren die submontanen Gebiete des Schwarzwalds, das Keuperbergland und der Odenwald. Die Regenschattenseiten von Schwarzwald und Schwäbischer Alb traten aufgrund der geringeren Niederschlagsmengen als deutlich trockenheitsanfälliger hervor. Auf der Schwäbischen Alb wechselte beim Übergang von Albtrauf zu Kuppenalb die vorherrschende Stufe von „sehr frisch“ nach „frisch“. Auf der Flächenalb erkennt man hingegen vermehrt die grünen und gelben Farben der mäßig frischen und mäßig trockenen Stufen. Vereinzelt liegen auch Punkte der Stufe „trocken“ vor. Großflächige Waldbereiche der Stufe „mäßig trocken“ fanden sich auch in der nördlichen Oberrheinebene. Verursacht wurde dies durch das Zusammenspiel von sandigen Böden bei hoher Lufttemperatur und geringen Niederschlagsmengen. Gebiete mit flächig auftretenden Wasserhaushaltststufen im mäßig trockenen bis trockenen Bereich lagen in den Gäulandschaften, besonders im Nord-Osten des Landes und im Regenschatten des Schwarzwalds. Hier sorgten neben geringen Niederschlagsmengen hohe Tongehalte und flachgründige Böden für geringe nutzbare Feldkapazitäten (vgl. Abbildung 12.3). Die Wasserhaushaltststufe „sehr trocken“ mit über 25 % Transpirationseinschränkung im langjährigen Mittel trat nur auf einem einzigen Modellierungspunkt auf.

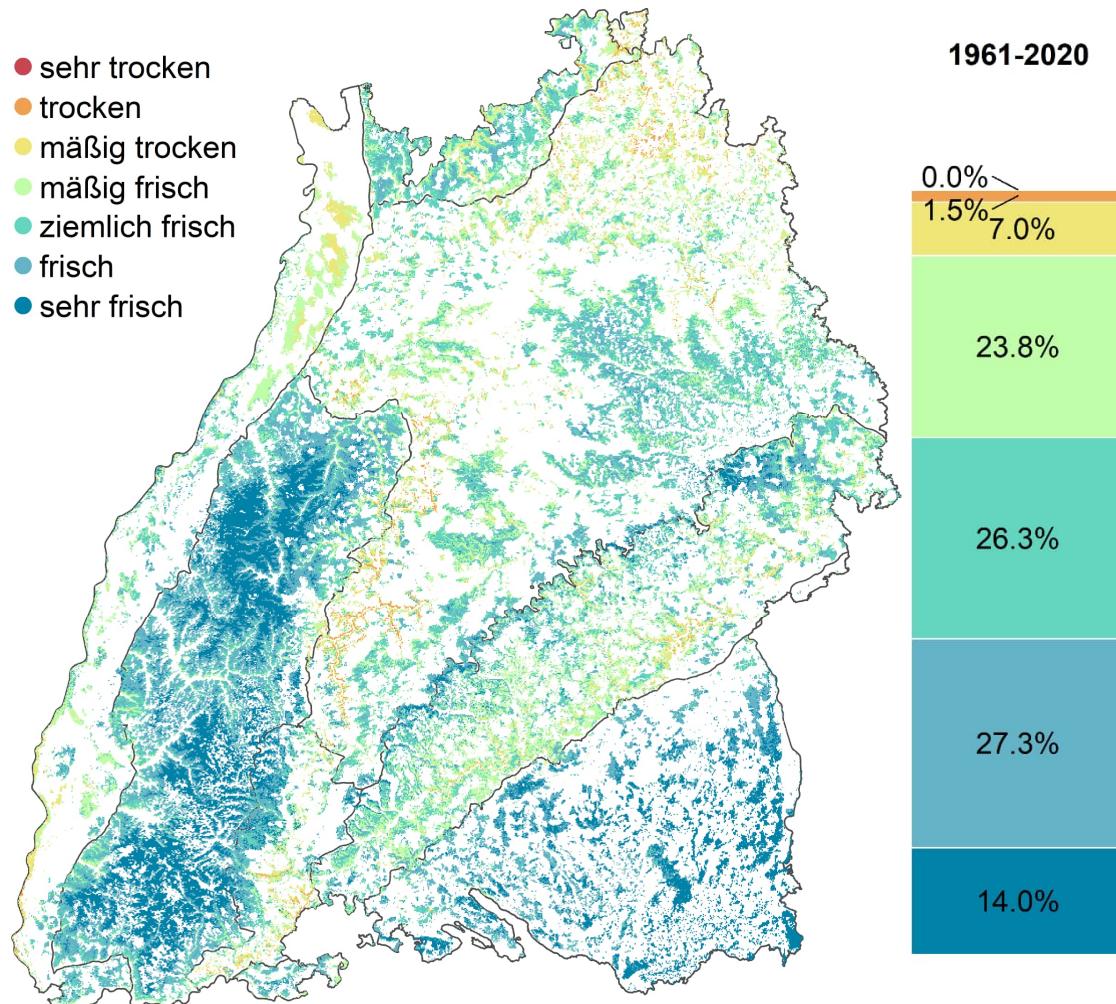


Abbildung 12.6: Im 250 m-Raster modellierte Wasserhaushaltststufen für den Zeitraum 1961-2020 (links) und Anteil der jeweiligen Wasserhaushaltststufe an der Gesamtwaldfläche (rechts).

Um den Effekt des Klimawandels auf den Wasserhaushalt zu verdeutlichen, wurde der Gesamtdatensatz aus Abbildung 12.6 in die zwei Klimanormalperioden des DWDs von jeweils 30 Jahren sowie den Zeitraum 2010-2020 unterteilt und separat gemittelt. Zwar ist letzterer Zeitraum keine vollständige Klimanormalperiode und die klimatisch-statistischen Aussagen sind somit nicht vergleichbar; für eine Einschätzung der aktuelleren Klimadynamik mit der Zunahme von Trockenjahren seit 2011 ist die Unterteilung dennoch geeignet. Sowohl an der räumlich expliziten Darstellung der Wasserhaushaltsstufen als auch in den zugehörigen Säulendiagrammen, welche den Anteil der Wasserhaushaltsstufen an der Gesamtwaldfläche visualisieren, zeigte sich, dass der Wasserhaushalt schon jetzt klimatisch bedingt als dynamische Größe interpretiert werden muss. Dabei war der Trend hin zu trockeneren Wasserhaushaltsstufen deutlich erkennbar.

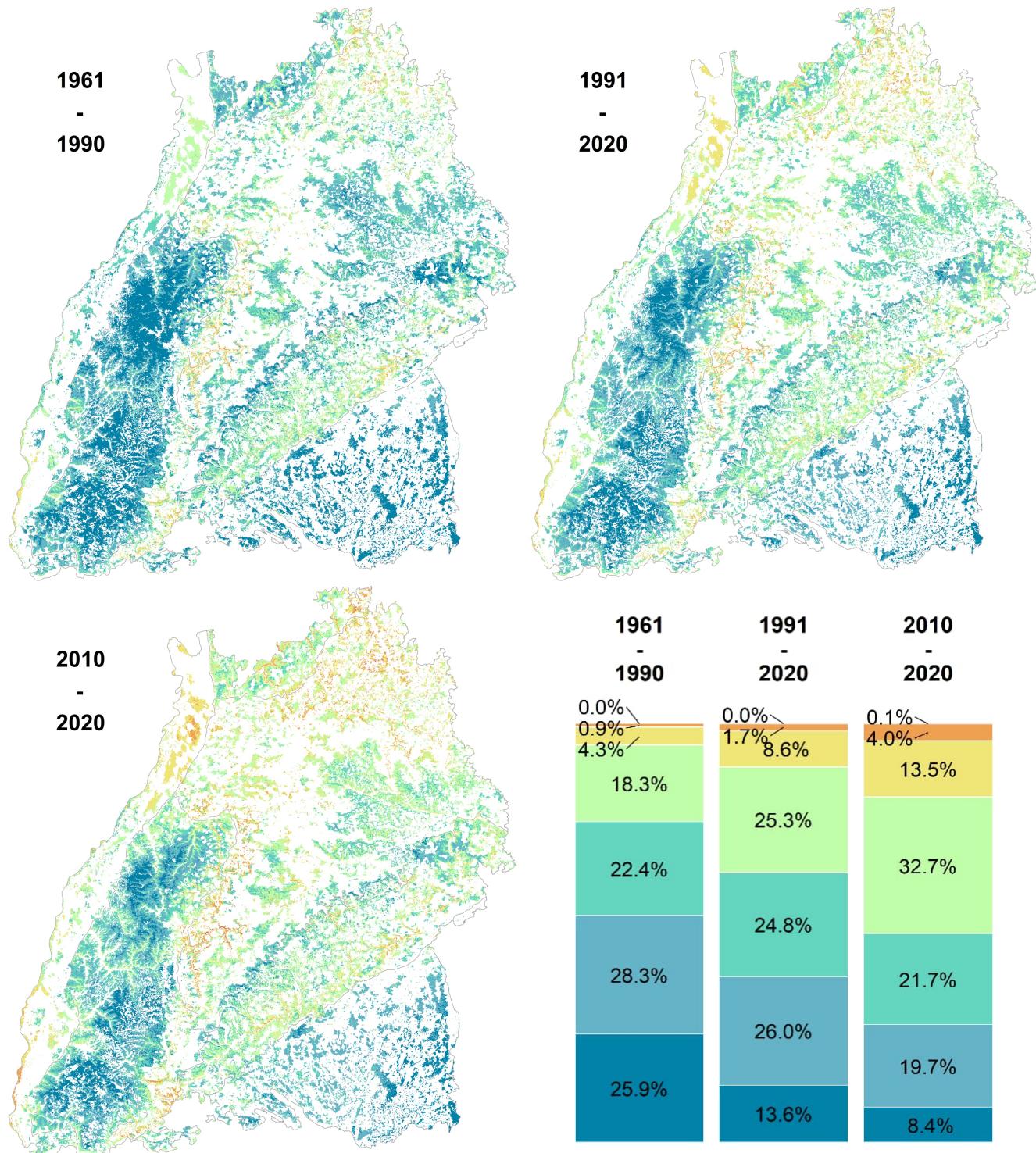


Abbildung 12.7: Modellierung der transpirationsbasierten Wasserhaushaltsstufen für die KNPs 1961-1990 und 1991-2020 und den Zeitraum 2010-2020 im 250 m-Raster. Säulendiagramme: Anteil der Wasserhaushaltsstufen an der Landeswaldfläche (Legende vgl. Abbildung 12.6).

Trockenheit in verschiedenen Klimaprojektionen

Fünf Klimaprojektionen waren im Vorfeld aus einem Ensemble an Szenarien ausgewählt worden, sodass für die Klimagrößen Niederschlag und Lufttemperatur jeweils ein Gradient der möglichen Ausprägungen gebildet werden konnte (Wehberg et al., 2023). Es wurden drei Kombinationen von globalen und regionalen Zirkulationsmodellen ausgewählt, welche die möglichen Entwicklungen der Niederschlagsmenge in der Vegetationsperiode abbilden sollten (feucht: ECE_RAC, mittel: MPI_CLM, trocken: CA2_CLM). Die drei Feuchtigkeitsausprägungen wurden jeweils für den *Representative Concentration Pathway RCP8.5* gerechnet. Von der mittelfeuchten Variante (MPI_CLM) wurden zusätzlich noch zwei Klimaszenarien ausgewählt, die über RCP2.6 und RCP4.5 angetrieben wurden, sodass für das durchschnittlich feuchte Szenario bezüglich Lufttemperaturänderung ein Erwartungsbereich von optimistisch (RCP2.6) über durchschnittlich (RCP4.5) bis pessimistisch (RCP8.5) abgebildet werden konnte. Um die Auswirkung der unterschiedlichen Klimaszenarien auf die Landesfläche zu überprüfen, wurden die Klimagrößen Niederschlag in der Vegetationsperiode und mittlere Lufttemperatur für die KNPs 1961-1990, 1991-2020, 2021-2050 und 2051-2080 über alle Klimarasterzellen in Baden-Württemberg gemittelt (Tabelle 12.5). Die Übersicht zeigt, dass die Modellkombination ECE_RAC und CA2_CLM im Vergleich zu den historischen Daten zur Untersuchung eines feuchten und trockenen Szenarios geeignet sind, dass sich aber bei CA2_CLM im Vergleich zu den anderen RCP8.5-Szenarien zusätzlich auch die Lufttemperatur deutlich erhöht. Die systematische Überschätzung der Niederschlagsmengen in den Ausgangsdaten der Modellkombination MPI_CLM, welche in den Regionalisierungen durch zusätzliche Adjustierungen behoben werden sollten (Wehberg et al., 2023), blieben für die baden-württembergische Landesfläche trotz des Adjustierungsverfahrens bestehen. Auch die Änderungssignale der Lufttemperatur blieben in den RCP4.5- und RCP2.6-Szenarien auf dem Niveau der rezenten historischen Daten.

Tabelle 12.5: Ausprägung der Klimagrößen Niederschlagssumme in der Vegetationsperiode und Jahresmitteltemperatur als Mittelwert der KNPs in den unterschiedlichen Klimaszenarien, sowie in den regionalisierten historischen Daten.

Klimamodell	RCP	Jahresmitteltemperatur [°C]		Niederschlagssumme VP [mm]	
		2021-2050	2051-2080	2021-2050	2051-2080
MPI_CLM	2.6	8,9	8,9	594	582
	4.5	8,8	9,1	584	607
	8.5	8,9	10,3	593	538
ECE_RAC	8.5	9,5	10,7	582	565
CA2_CLM	8.5	9,9	12,0	440	334
		1961-1990	1991-2020	1961-1990	1991-2020
historisch		7,7	8,8	510	498

Die Unterschiede der Klimaszenarien innerhalb des MPI_CLM-Modells auf den modellierten Standortswasserhaushalt zeichneten die Auswirkungen eines effektiv eingehegten Klimawandels (RCP2.6), einer ungebremsten Variante (RCP8.5) und eines Zwischenstadiums (RCP4.5) deutlich auf (Abbildung 12.8). MPI_CLM ähnelte in der RCP2.6-Variante im langjährigen Mittel der nahen und fernen zukünftigen KNP den historischen Daten (Abbildung 12.7). Die zwei zukünftigen KNPs unter RCP2.6 waren sogar deutlich feuchter als die Ergebnisse der vergangenen 10 Jahre, was wegen der Spanne der eingehenden Klimagrößen nicht überraschend ist (vgl. Tabelle 12.5). Auch in den RCP4.5- und RCP8.5-Varianten des MPI_CLM-Modells waren deutliche Unterschiede zu den historischen Daten erst in der fernen KNP nach 2050 zu erkennen. Bei RCP8.5 zeigte sich eine deutliche Verschiebung der einst flächig dominanten frischen und sehr frischen Stufen in den mäßig frischen Bereich, die historisch mäßig frischen Bereiche traten hier nun als mäßig trocken bis trocken auf. Interessant ist, dass in den Zukunftsszenarien von den ursprünglich optimal wasserversorgten Standorten im Schwarzwald und dem Südwestdeutschen Alpenvorland die Standorte im Alpenvorland die Klimaveränderungen am längsten und effektivsten abfedern konnten. Die Unterschiede zwischen den drei Kombinationen von globalen und regionalen Zirkulationsmodellen waren um ein Vielfaches drastischer als die Unterschiede innerhalb des MPI_CLM-Modells (Abbildung 12.9). Besonders in der ferneren Klimanormalperiode von 2050 bis 2080 zeigte sich mit ECE_RAC und CA2_CLM ein völlig anderes Bild als in der historischen Periode und in den weniger extremen RCP-Szenarien von MPI_CLM. Während in der Modellierung mit ECE_RAC in den Hochlagen des Schwarzwalds noch vereinzelte Inseln mit frischen Wasserhaushaltsstufen zu finden sind und nur in den niederen Lagen die Stufen „mäßig trocken“ bis „trocken“ dominierten, waren unter CA2_CLM fast alle Modellpunkte im roten, trockenen Bereich. Großflächig trat hier die Wasserhaushaltsstufe „sehr trocken“ auf.

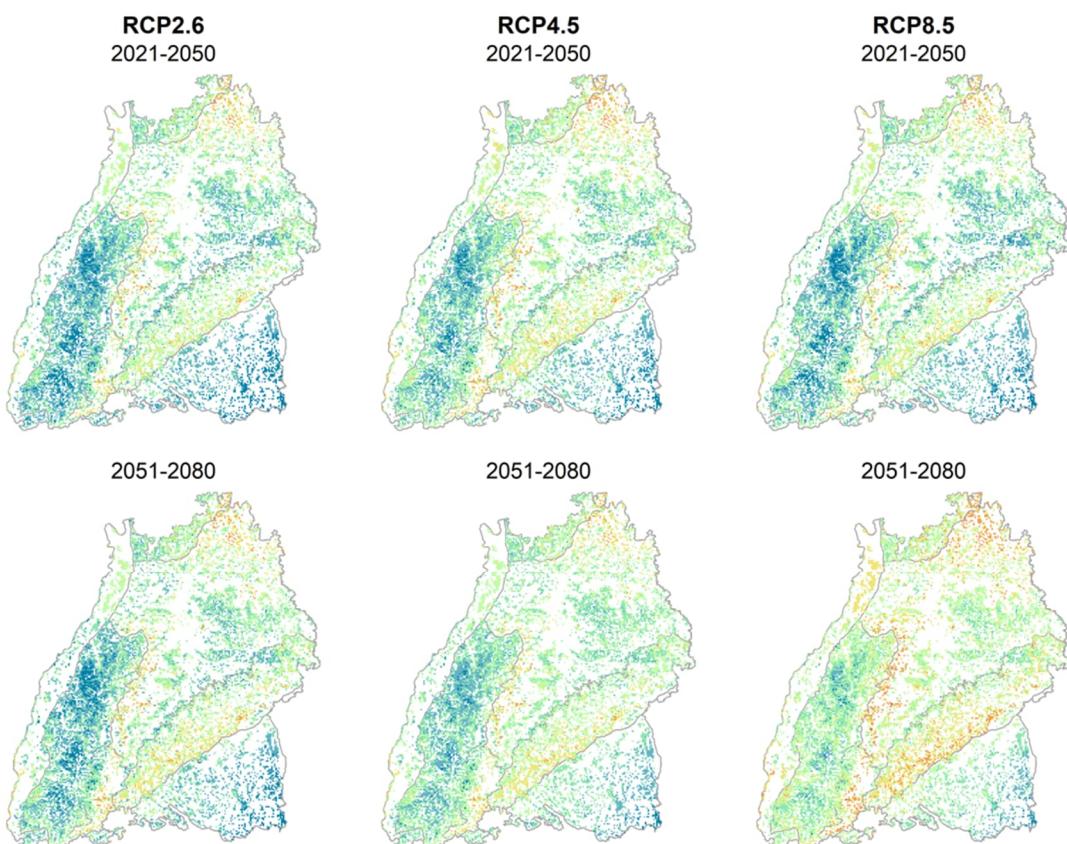


Abbildung 12.8: Auswirkung der RCP-Szenarien auf die modellierten Wasserhaushaltsstufen im MPI_CLM-Ensemble. Farbgebung identisch zu Abbildung 12.5, abgebildet jeweils gemittelt die nähere (2021-2050, oben) und die fernere (2051-2080, unten) zukünftige KNP.

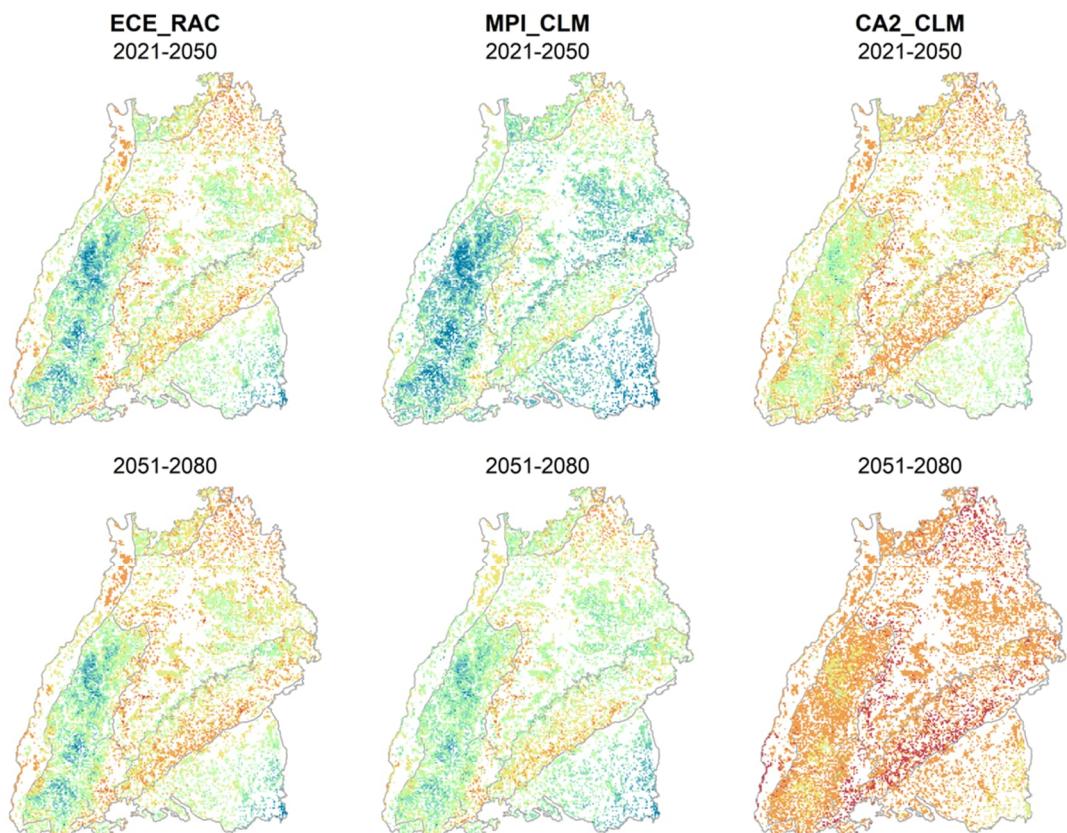


Abbildung 12.9: Effekt unterschiedlicher Kombinationen von globalen und regionalen Zirkulationsmodellen (ECE_RAC, links; MPI_CLM, Mitte; CA2_CLM, rechts) auf die modellierten Wasserhaushaltsstufen für RCP8.5. Farbgebung identisch zu Abbildung 12.5, abgebildet jeweils gemittelt die nähere (2021-2050, oben) und die fernere (2051-2080, unten) zukünftige KNP.

Einfluss wichtiger Standortsfaktoren auf das Trockenheitsrisiko

Die Modellierung auf Landesebene ermöglichte eine weitergehende Analyse, welche Standortsfaktoren in der Fläche das Trockenheitsrisiko entscheidend beeinflussten. Der Effekt der Modellinputgrößen auf die Wasserhaushaltsstufe wurde mithilfe von *Generalised Additive Models* (GAMs) untersucht. GAMs sind Weiterentwicklungen von linearen Regressionsmodellen, in denen sowohl lineare als auch nicht-lineare Zusammenhänge abgebildet werden können (Wood, 2006). Um Kollinearität auszuschließen wurden zunächst Korrelationen der Modellinputgrößen über Pearson's r bestimmt und bei $|r| > 0.7$ einer der beiden korrelierten Größen ausgeschlossen. Dies betraf nur die Geländehöhe und die Jahresmitteltemperatur ($r = -0.93$), von denen die Jahresmitteltemperatur als wichtiger Treiber vieler pflanzenphysiologischer Effekte im Modell behalten wurde. Effektstärken werden bei GAMs grafisch über sogenannte *Smoothing Splines* interpretiert Abbildung 12.10 zeigt diese für alle Inputgrößen mit signifikantem Einfluss auf die modellierte Wasserhaushaltsstufe. Die y-Achse gibt dabei die Abweichung von der mittleren Wasserhaushaltsstufe auf der Landeswaldfläche an, welche bei 5,1 liegt, da die Stufen „sehr trocken“ bis „sehr frisch“ den Werten 1 bis 7 zugeordnet wurden. Werte von 1 bedeuten, dass die Effektstärke der jeweiligen Einflussgröße die mittlere Wasserhaushaltsstufe eine Stufe in den feuchteren Bereich verschiebt. Werte von minus 1 entsprechen einem Effekt zu einer Stufe in den trockeneren Bereich. Die einzelnen Effekte addieren sich dabei zu ihrem Gesamteffekt auf die Zielgröße der Wasserhaushaltsstufe.

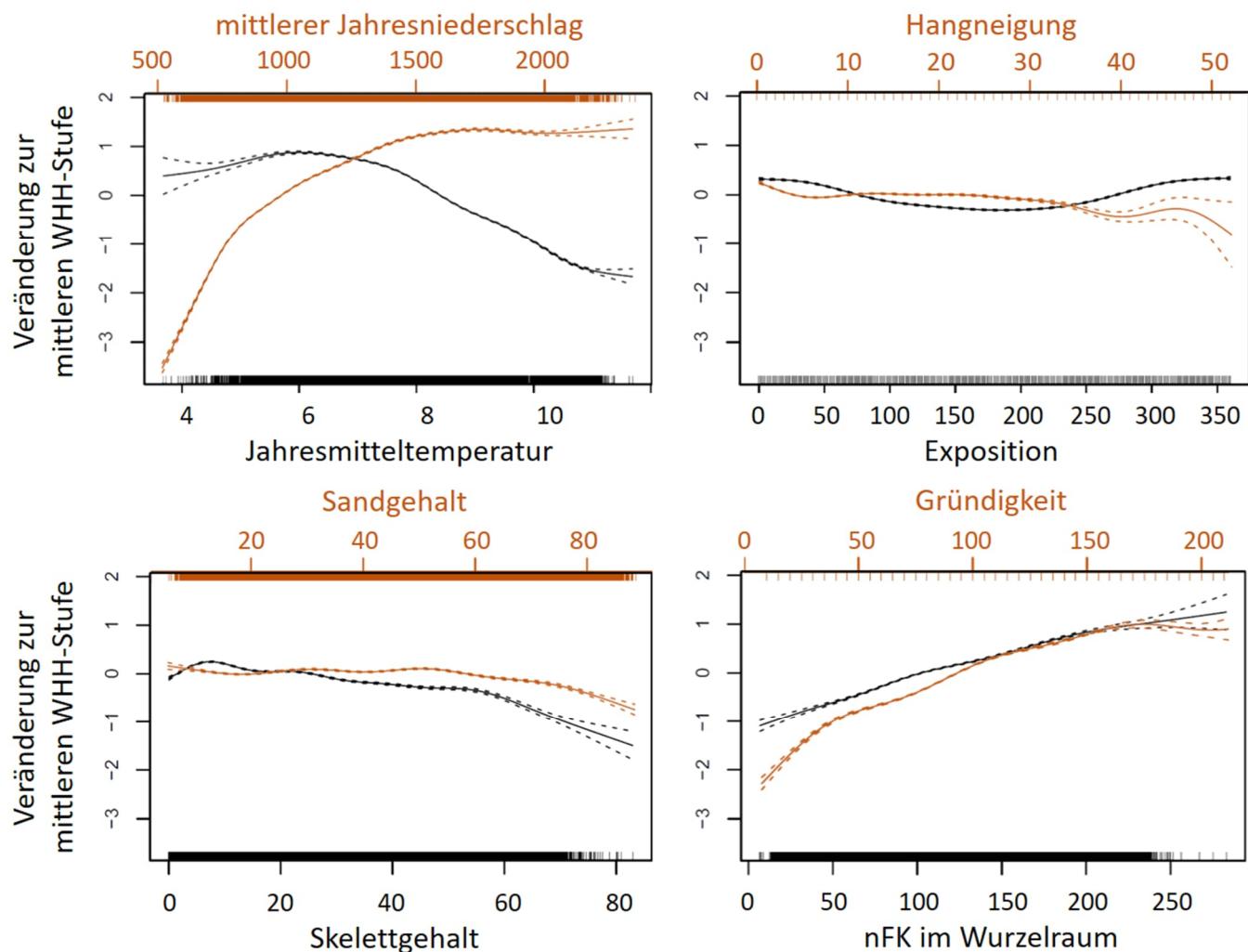


Abbildung 12.10: GAM-Glättungskurven der signifikante Inputgrößen auf die Wasserhaushaltsstufe auf der Landeswaldfläche; oben links: klimatische Eingangsgrößen, oben rechts: Reliefparameter, unten: Bodeneigenschaften.

Bei einigen Einflussgrößen ist zu beobachten, dass sich der Effekt auf den Wasserhaushalt über eine weite Wertespanne wenig von Null unterschied beziehungsweise sich auf einem Plateau bewegte. Der Einfluss dieser Umweltvariablen wurde erst ab der Über- oder Unterschreitung spezifischer Grenzwerte deutlich. So war eine deutliche Verschiebung der Wasserhaushaltsstufen in den trockeneren Bereich bei Jahresmitteltemperaturen oberhalb von etwa 7 °C zu beobachten. Gleiches zeigte sich bei einer Unterschreitung von 1500 mm Jahresniederschlag, noch

deutlicher wurde der Trend ins Trockene auf Standorten mit weniger als 750 mm Jahresniederschlag (Abbildung 12.10, oben links). Die Reliefparameter hatten im Vergleich zu den Klimavariablen eine geringere Effektstärke. Die Hangneigung, oben rechts in orange, hatte einen Effekt ab einem Wert von etwa 40°. Die schwarze Kurve zeigt hier den Effekt der Südexposition auf trockeneren Sommerhängen an. Skelett- und Sandgehalte (unten links) nahmen ab Werten von etwa 60 % einen deutlichen Einfluss auf den Wasserhaushalt. Die Bodenentwicklungstiefe und nutzbare Feldkapazität hatten einen stetig zunehmenden Effekt hin zu frischeren Standorten bei zunehmender Tiefe und größerer nFK (unten rechts). Der Einfluss der Gründigkeit wurde durch die maximale Durchwurzelungstiefe begrenzt.

12.3.3 Modellierung in Testgebieten

Im folgenden Unterkapitel werden die Ergebnisse von zwei Testgebieten im Detail dargestellt. Testgebiete wurden ausgewiesen, um neben den Ergebnissen auf der Landeswaldfläche detaillierte Modellierungen im großen Maßstab zu untersuchen. Im Schichtstufengebirge „Schwäbische Alb“ aus Jurakalk sorgt die Kombination von geringmächtigen, skelettreichen Böden auf Karstgestein für eine niedrige Feldkapazität und generell trockenheitsempfindliche Standorte. Hier wurde das Testgebiet „Alb“ ausgewiesen, ein 6227 ha großes Gebiet in der Traufzone der Schwäbischen Alb (Abbildung 12.11, rechts) in der Nähe der Gemeinde Obernheim. Die mittlere Geländehöhe sind 900 m, wobei der niedrigste Punkt auf 665 m, der höchste auf 1006 m liegt. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1022 mm bei durchschnittlich 6,3 °C Lufttemperatur. Obwohl das Trockenheitsrisiko am Westrand der Schwäbischen Alb durch hohe Niederschlagsmengen eher gering ist (vgl. Abbildung 12.6), sollten hier kleinräumige Unterschiede in den terrestrischen Wasserhaushaltsstufen untersucht werden. Natürlich vorkommende Waldökosysteme sind montane Buchen und Buchen-Tannenwälder, örtlich mit Fichte oder Eiche. Es dominieren geringmächtige A/C-Böden. Kuppen und Hanglagen sind von Pararendzinen und Rendzinen geprägt, in Talsohlen und an Hangfüßen finden sich tiefgründige Kolluvien.

Das zweite Testgebiet („Rheinaue“), der Auenwald östlich von Offenburg, liegt in der Oberrheinebene (Abbildung 12.11, links). Es weist in der Standortskartierung eine große Heterogenität hydromorpher Wasserhaushaltsstufen auf, weshalb hier die Modellierung hydromorpher Standorte überprüft wurde. Durch den anstehenden Grundwasserspiegel des Rheins finden sich zahlreiche grundwassergeprägte Standorte in direkter Nähe zu wechselfeuchten Lehmen sowie terrestrischen Standorten. Das Gebiet beinhaltet keine nennenswerten Erhebungen. Jahresniederschlagssummen liegen zwischen 780 und 880 mm im Jahr, wobei die Niederschlagsmengen mit zunehmender Nähe zu den Steigungsregenbereichen des Schwarzwalds nach Osten ansteigen. Die Lufttemperatur zählt mit durchschnittlich 10,8 °C zu den höchsten im Land. Natürlich vorkommende Wälder sind Eichen-Mischwälder mit Buche, Esche, Hainbuche und Bergahorn.

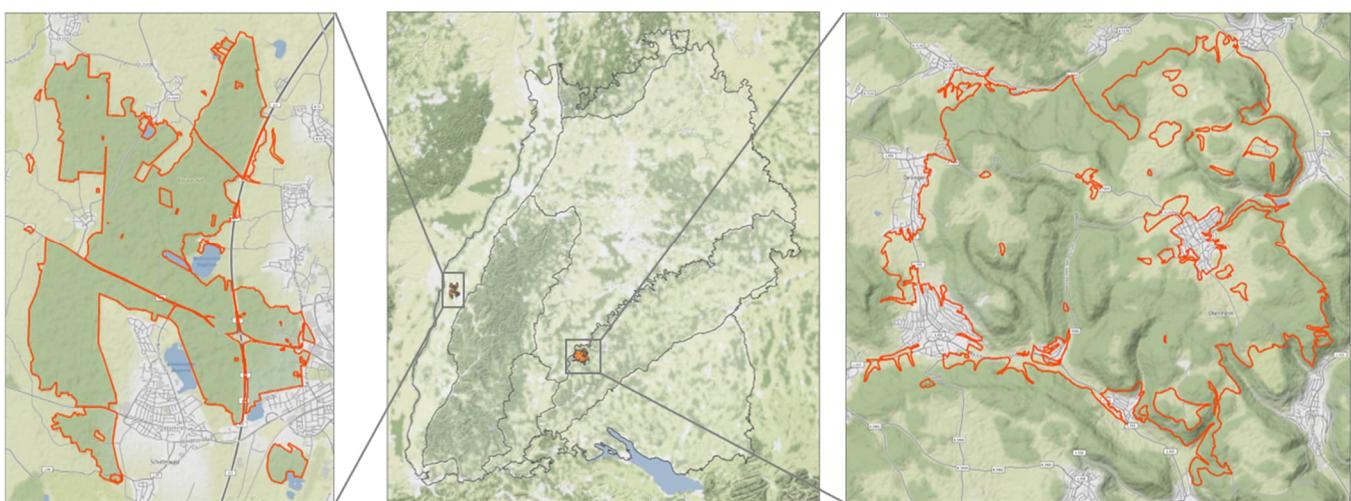


Abbildung 12.11: Lage (Mitte) und topographische Darstellung der Testgebiete „Rheinaue“ (links) und „Alb“ (rechts)

Der Vergleich zwischen den mit LWF-Brook90 modellierten und in der Standortskartierung angesprochenen Wasserhaushaltsstufen ermöglicht eine Plausibilisierung des Modells auf den standortskartierten Flächen. Die modellgestützte, dynamische Wasserhaushaltklassifikation soll langfristig die Wasserhaushaltsansprache der Standortskartierung ergänzen. Die Gegenüberstellung erfolgte hier daher primär als Nachweis, dass die derzeitigen Ausprägungen der Standorte vergleichbar mit der Ansprache im Gelände von dem Modellsystem abgebildet werden können. Zudem sollten Unterschiede zwischen Modellierung und Kartierung identifiziert und Erklärungsansätze hierfür gefunden werden.

Im Testgebiet „Alb“ zeichneten die modellierten Wasserhaushaltsstufen recht deutlich die Geländeform nach (Abbildung 12.12). Frische und sehr frische Punkte fanden sich in den von Kolluvien geprägten Tälern, in direkter Nähe der Flüsse, sowie auf den Nordhängen im Norden des Gebiets. Trockene Standorte reihten sich entlang der Kuppen und Oberhänge auf, vor allem auf südexponierten Hängen. In den übrigen Bereichen dominierten die Stufen „mäßig frisch“ bis „ziemlich frisch“. Letztere wird in der baden-württembergischen Standortskartierung nicht vergeben und ist deshalb farblich ähnlich zur Stufe „mäßig frisch“ dargestellt. In der Standortskartierung wurden Oberhänge im Testgebiet als „mäßig trocken“ angesprochen, Senken, Täler und Unterhänge als „frisch“. Flächig dominierte „mäßig frisch“ als die durchschnittliche Ausprägung der jeweiligen Standortseinheiten.

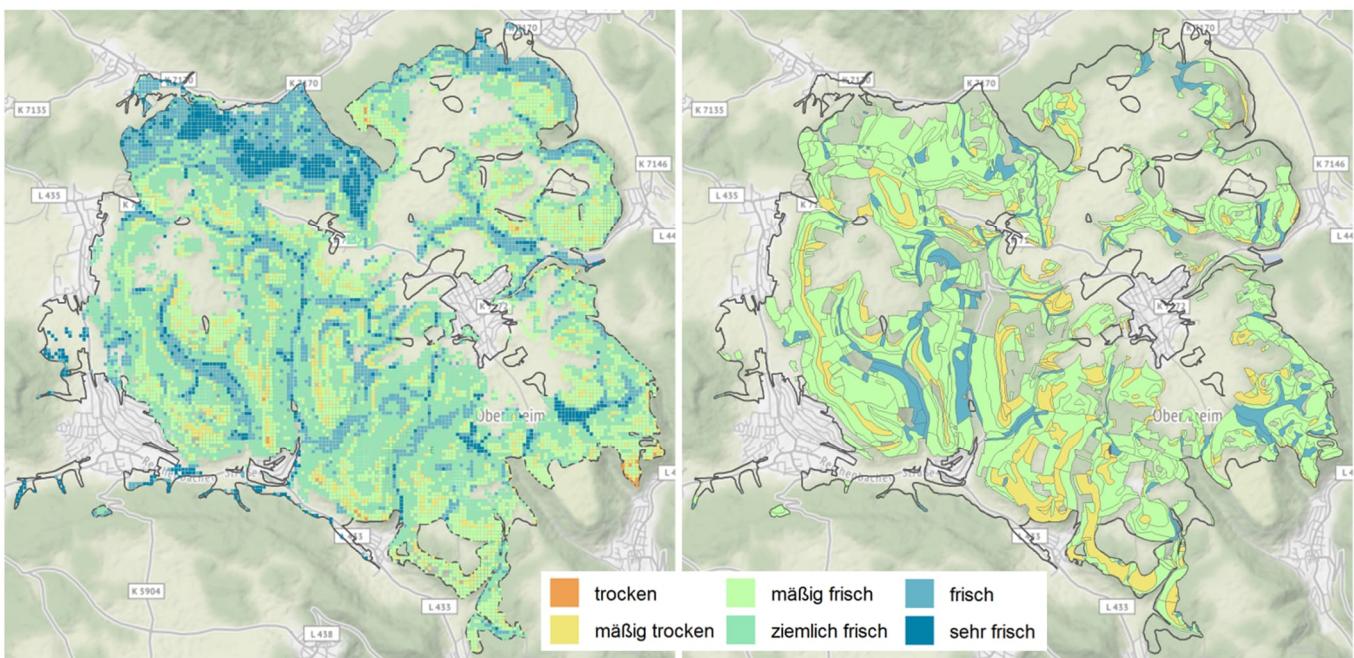


Abbildung 12.12: Modellierte Wasserhaushaltsstufen im historischen Zeitraum (links) und terrestrische Wasserhaushaltsstufen der Standortskartierung (rechts) im Testgebiet „Alb“. Kleine stau- und grundwasserbeeinflusste Bereiche der Kartierung wurden für eine bessere Übersichtlichkeit ausgespart.

Abbildung 12.13 zeigt die Modellierungsergebnisse im Testgebiet „Rheinaue“, welches ausgewiesen wurde, um die Modellierung von einer heterogenen Mischung aus terrestrischen sowie grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten auf kleiner Fläche zu überprüfen. Durch die Verortung der hydromorphen Sonderstandorte über die Wasserhaushaltansprache der Standortskartierung wurden die Positionen der Stauwasserstandorte weitgehend in Übereinstimmung mit der Kartierung wiedergegeben (linke und mittlere Abbildung). Im nichtkartierte Bereich, primär sichtbar als stauwasserbeeinflusste, dreieckige Fläche in der Mitte des Testgebiets, wurde die dort genutzte Einschätzung der GeoLa sichtbar (rechte Abbildung), welche hier großflächig im Vergleich zur umliegenden Standortskartierung Stauwasserböden verortete. Bei der Stärke des Stauwassereinflusses war die Übereinstimmung wenig zufriedenstellend. Größere Bereiche mit kartiertem schwachem Stauwassereinfluss, definiert durch Hydromorphiemarkmale unterhalb 60 cm Bodentiefe (Tabelle 12.2), tauchten in den Modellergebnissen zu selten auf. Gleichermaßen gilt für kartierte Flächen mit starkem Stauwassereinfluss, also mit Hydromorphiemarkmalen oberhalb von 30 cm. Stattdessen trat in den Modellergebnissen meist die Stufe „mäßig stauwasserbeeinflusst“ auf. Die erwünschte trennscharfe Abgrenzung von tiefliegenden und hoch anstehenden Stauwasserbereichen war in den Modellierungsergebnissen somit nicht zu erkennen. Ebenso wurden in der Modellierung im Vergleich zur Geländeansprache der Standortskartierung keine Standorte mit starkem oder mäßigem Grundwassereinfluss ausgewiesen.

Diese Standorte wurden in der Modellierung meist als „schwach grundwasserbeeinflusst“ identifiziert, in einigen mit einem Grundwasserkörper versehenen Modellierungspunkten wurden die Grenzwerte für Grundwassereinfluss, ein dauerhaft anstehender Grundwasserstand in mindestens 160 cm Tiefe (Tabelle 12.3), unterschritten. Diese Punkte werden in den gut wasserversorgten, terrestrischen Stufen „ziemlich frisch“ bis „sehr frisch“ angezeigt.

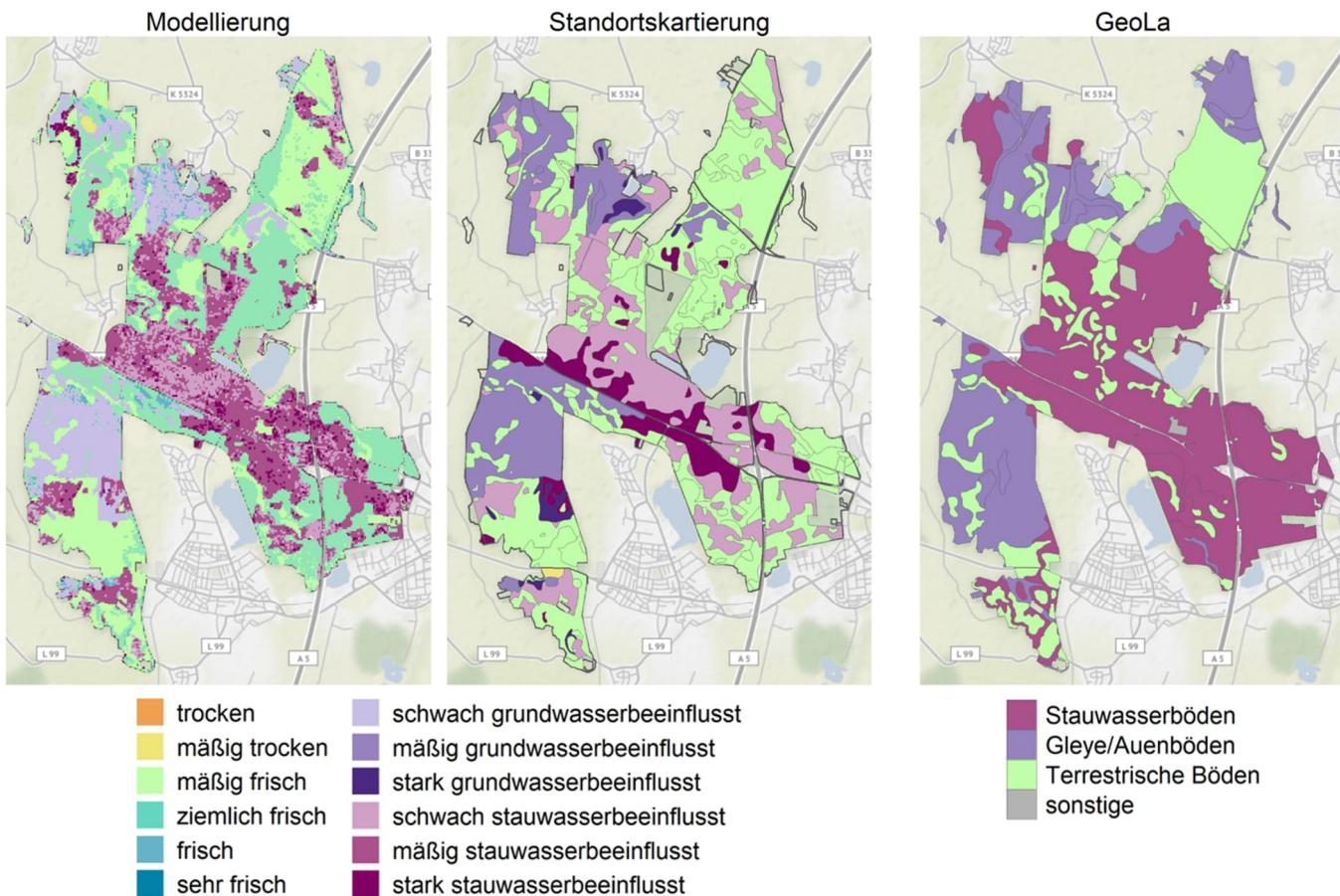


Abbildung 12.13: Modellierte Wasserhaushaltsstufen im historischen Zeitraum (links) und Wasserhaushaltsstufen der Standortskartierung (Mitte) im Testgebiet „Rheinaue“. Rechts dargestellt die nach Hydromorphie unterteilten Bodentypenklassen der GeoLa (LGRB, 2016).

12.4 Diskussion

12.4.1 Durchschnittliche Jahresflüsse

Der Vergleich der baumartenspezifischen Parametrisierungen zeigt einige schlüssige und aus der Literatur bekannte Zusammenhänge. Die Interzeptionswerte der Nadelbaumarten liegen deutlich (Fichte 40 % des Niederschlags, Kiefer 34 %) über denen der Laubbaumarten (Buche und Eiche 23 %) und spiegeln damit den Effekt der unbelaubten Phase im Winter wider. Peck & Mayer (1996) beinhaltet eine umfassende Literaturstudie zum Einfluss von Bestandesparametern auf Wasserbilanzgrößen unter verschiedenen Beständen. Prozentuale Interzeptionswerte für Fichte liegen hier im Mittel ($N = 31$) mit 34 % und für Kiefer ($N = 26$) mit 28 % jeweils 6 % unter unseren Modellierungsergebnissen. Die Werte für Buche ($N = 19$, 20 %) und Eiche ($N = 13$, 21 %) liegen auch hier deutlich unter den Werten der Nadelbäume und im Bereich unserer Modellierungsergebnisse. Die hohen Interzeptionswerte der Fichte in unseren Modellierungen ergeben sich aus dem mit einem LAI_{max} von 7 und einem SAI von 2 sehr dichten Kronendach eines Optimalbestands. Bei der Mittelung von 31 Flächen unterschiedlicher Wüchsigkeit sind im Vergleich dazu geringere Werte nicht überraschend. Die Werte der Optimalbestände sind somit zwar höher als die Literaturwerte, aber nicht unrealistisch. Auch 13 der 29 Fichtenflächen der Validierungsdatenbank, mit der die Parametrisierung überprüft wurde (Weis, Ahrends et al., 2023), erreichen in mindestens einem Jahr den Wert von 40 % Interzeptionsverlust. Die Literaturauswertung von Ahrends & Penne (2010) von 78 Kiefernbeständen in Deutschland zeigte die größte Häufigkeit bei prozentualen Interzeptionsanteilen zwischen 30-34 % des Freilandniederschlags. Direkte Messungen der Interzeption mit Großlysimeterversuchen unter verschiedenen Reinbeständen

in Britz nahe Berlin ergaben für Kiefer mit 34 % und Buche mit 22 % des Niederschlags ziemlich genau die Werte unserer Modellierungen (Müller, 2011). Hier wurde neben der saisonalen Belaubung auch der hohe Stammabfluss der Buche als Grund für die geringen Interzeptionsverluste genannt.

Durch die stärkere Transpirationsleistung der Laubbestände in der Vegetationsphase liegen die jährlichen Transpirationssummen der Laubbaumarten im Modell trotz Vegetationsruhe insgesamt leicht höher (Buche: 290 mm, Eiche: 299 mm) als die Werte der Nadelbaumarten (Fichte: 285 mm, Kiefer: 275 mm). Die gesammelten Literaturwerte von Peck & Mayer (1996) bestätigen im Mittel den Wertebereich um 300 mm/a. Buche (363 mm) und Kiefer (342 mm) haben bei Peck & Mayer (1996) höhere Transpirationswerte als Fichte (287 mm) und Eiche (285 mm), die Unterschiede sind jedoch nicht gravierend. Die Großlysimeterversuche von Müller (2011) messen ebenfalls höhere Transpirationswerte für Buche (298 mm) gegenüber dem Kiefernbestand (205 mm).

Die Bodenevaporation ist bei der Fichte durch die ganzjährig hohen LAI- und SAI-Werte deutlich niedriger (6 % des Niederschlags) als bei den anderen Baumarten. Dass die Kiefer trotz ganzjähriger Belaubung etwas höhere Bodenevaporationswerte liefert (11 %) als die Laubbäume (je 10 %), liegt an dem deutlich geringeren maximalen LAI von 3,5 (gegenüber 6 bei Buche und 4,5 bei Eiche). Baumartunabhängig macht die Bodenverdunstung nach Schrödter (1985, zitiert nach Peck & Mayer, 1996) in etwa 9,2 % aus. Werte für die Bodenevaporation sind in der forstwissenschaftlichen Praxis jedoch oft mit Unsicherheit behaftet, wenn der Boden von einer Kraut- und Strauchschicht bewachsen ist, deren Anteil an der Gesamtverdunstung je nach Bestand erheblich sein kann (Bolte et al., 2001; Müller, 2011). Laut Hammel & Kennel (2001) wird der Effekt der Bodenvegetation mehrschichtiger Bestände bei Vorhandensein einer ausreichend mächtigen, wasserspeichernden Humusauflage durch die zusätzliche Bodenevaporation zu einem gewissen Grad kompensiert. Durch die gewählten Optimalbestände sollte der Einfluss des Unterwuchses auf die Ergebnisse aber gering sein.

Bezüglich der Evapotranspirationswerte (welche invers auch die Sickerwasserraten validieren) findet sich in Peck & Mayer (1996) für die Buchenparametrisierung die beste Übereinstimmung (im Mittel 69 % des Niederschlags gegenüber 65 % im Modell). Die Werte für Fichte liegen mit 75 % im Modell höher (gegenüber 65 %), da sich die hoch gewählten Interzeptionswerte auf die Evapotranspiration durchpausen. Die mittleren Evapotranspirationswerte für Eiche (78 %; 63 % im Modell) und Kiefer (81 %; 73 % im Modell) sind in den Modellergebnissen deutlich niedriger (die Sickerwasserraten somit zu hoch). Der Hauptgrund dafür ist, dass hier Modellierungsergebnisse zwischen Baumarten für die gesamte Waldfläche Baden-Württembergs verglichen wurden, die im Mittel aber am ehesten den ökologischen Wuchsbereich der Buche abbildet und wo sich die in der Literaturstudie aufgenommenen Eichen- und Kiefernreinbestände vielerorts nicht ausbilden würden. Eine Reduktion der Ergebnisse auf die wärmeren und trockeneren Wuchsgebiete Oberrheinebene und Neckarland würde die Übereinstimmungen der Eichen und Kieferergebnisse mit den Literaturwerten (gerade in der Form des prozentualen Anteils der Niederschlagsmenge) vermutlich deutlich verbessern. In Britz (602 mm Jahresniederschlag) beispielsweise wurden unter Kiefer je nach Alter des Bestands nur 3 % (50 Jahre) bis 12 % (84 Jahre) des Niederschlags als Sickerwassermenge gemessen (Müller & Bolte, 2009). Werte aus einem anderen Lysimeterexperiment in St. Arnold bei 800 mm Jahresniederschlag sind mit 37 % Sickerwasseranteil des Niederschlags unter Buche/Eiche und 26 % unter Kiefer (Harsch et al., 2009) den modellierten mittleren Werten für Baden-Württemberg deutlich näher (Buche: 37 %, Eiche: 36 %, Kiefer: 27 %). Die mittleren modellierten Absolutwerte der Evapotranspiration liegen (mit Ausnahme der Eichenparametrisierung) stets innerhalb der recht weiten Erwartungsspannen aus Peck & Mayer (1996) und dabei, wie bei Optimalbeständen zu erwarten, oberhalb des Mittelwertes. Eine Diskrepanz zu real aufgenommenen Eichenbeständen ist durch die für Eiche ökologisch nicht passende Häufung modellierter, sehr regenreicher Standorte zu erwarten.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die untersuchten baumartspezifischen Größenordnungen der Wasserbilanz von den unterschiedlich parametrisierten Modellierungen gut wiedergegeben werden. Abweichungen sind durch die Parametrisierung des Modells mit Optimalbeständen (Weis et al., 2023) und durch den systematischen Fehler der nicht abbildbaren Mehrschichtigkeit der Waldbestände erklärbar. Die auf die Landeswaldfläche gerechnet geringe Anteil des Oberflächenabflusses ist ein Effekt der Parametrisierung durch eine Mindestmächtigkeit und eine hohe Leitfähigkeit der Humusauflage. Fehlender substanzIELLER Hangabfluss ist hingegen ein Artefakt der eindimensionalen Modellstruktur und der fehlenden Interaktion benachbarter Modellpunkte. Durch den fehlenden Hangzufluss im eindimensionalen Profil wird auch der Hangabfluss systematisch unterschätzt. Für eine realitätsnähere Abbildung dieser zwei Bilanzgrößen und aufbauender Forschungsfragen zu Abflussereignissen wäre daher die Verwendung eines dreidimensionalen Modells notwendig.

12.4.2 Darstellung des Trockenheitsrisikos

Trockenheit auf der Landeswaldfläche

Die Wasserhaushaltsmodellierungen auf der Landeswaldfläche geben die realen Bedingungen auf einer absoluten Skala überzeugend wieder. Die forstliche Standortskartierung als flächig verfügbare Datenquelle zum Wasserhaushalt ist aufgrund der relativen Ansprache des Wasserhaushalts für einen Vergleich mit den Modellierungsergebnissen jedoch nicht geeignet. Eine flächige Validierung der Wasserhaushaltsergebnisse wurde daher auf der Grundlage von Wachstumsdaten aus der baden-württembergischen Betriebsinventur durchgeführt. Die Betriebsinventurdaten der Jahre 2010 bis 2020 umfassen die gemessene Oberhöhe von 131.907 Einzelbäumen an 74.493 Standorten auf der gesamten Landeswaldfläche, welche baumart- und baumaltersspezifisch ausgewertet wurden. Unterschiedliche Trockenheitsindices wurden auf ihren Zusammenhang mit der maximal möglichen Baumhöhe untersucht. Die Methodik ist Walthert et al. (2015) entlehnt und basiert auf der Annahme, dass das Oberhöhenwachstum einen guten Indikator für den Wasserhaushalt darstellt (Gauer et al., 2011). Der Transpirationsindex T/T_p , auf welchem die hier präsentierte Wasserhaushaltseinstufung basiert, zeigte hier baumartunabhängig über alle Altersklassen einen akkurate und dabei pflanzenphysiologisch korrekten Zusammenhang mit der maximal möglichen Wuchshöhe. Eine ausführliche Beschreibung der Validierung findet sich in (Habel et al., 2023). Die Eignung von T/T_p ist dabei in Einklang mit vergleichbaren Studien bei der Nutzung von LWF-Brook90. Puhlmann & von Wilpert (2016) zeigten, dass bei der flächigen Modellierung mit LWF-Brook90 mit unterschiedlichen Bodeneingangsdaten (Leitprofile und regionalisierte Bodendaten) T/T_p robustere Ergebnisse lieferte als etwa die relative Bodenwasserspeicherfüllung (REW) (Pearson's r zwischen den Modellergebnissen via T/T_p : $r = 0,772$; REW $r = 0,514$). Meusburger et al. (2022) attestierte T/T_p eine gute Vorhersagekraft für fernerkundungsbasierten Waldvitalitätsdaten während Dürreereignissen. In Vilhar (2016) zeigten T/T_p -Werte im Vergleich mit klimatischen Trockenheitsindices einen schärferen Zusammenhang als REW. Auch Walthert et al. (2015) fanden gute Übereinstimmungen ($R^2 = 0,85$) zwischen T/T_p -basierten Wasserhaushaltklassen und maximalen Oberhöhenwerten.

Eine Weiterentwicklung der Ergebnisse um einen Wirkungsbezug der Transpirationseinschränkung sowohl auf die Bestandesvitalität als auch die Mortalität, wäre darüber hinaus ein wichtiger Schritt, um einen besseren Zusammenhang zwischen den Modellergebnissen und daraus potentiell abgeleiteten waldbaulichen Empfehlungen herzustellen. Da die in Habel et al. (2023) durchgeführte Validierungsvariante auf maximal möglichen Oberhöhendaten basiert, liefert sie zwar Informationen über den Zusammenhang zwischen Wasserhaushaltsergebnissen und potentiell möglichem Baumwachstum, sie enthält jedoch keine Informationen über Ausfallwahrscheinlichkeiten von Baumarten auf dem Weg dahin. Der Zusammenhang von Trockenstressrisiko und Bestandesvitalität ist nicht trivial. Welche Wasserhaushaltsänderungen für welche Bestände an welchen Standorten ein Trockenheitsproblem darstellen, lässt sich auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse nicht abschließend sagen. Ob etwa die Änderung von „sehr frisch“ zu „frisch“ für an optimale Wasserverfügbarkeit angepasste Bestände bereits ein Problem darstellt, müsste mit weiteren Untersuchungen an Vitalitäts- und Mortalitätsdatensätzen untersucht werden. Kurz- bis mittelfristige Baumreaktionen auf Trockenheit sind Resistenz (Aufrechterhaltung von Vitalfunktionen bei Trockenheitsereignissen), Erholung (Wiederaufnahme von Vitalfunktionen nach Trockenheitsereignissen) und Resilienz (Fähigkeit, nach Trockenheitsereignissen die ursprünglichen Wachstumsraten vor dem Extremereignis wieder zu erreichen) (Lloret et al., 2011), wobei die Reaktionsleistung der unterschiedlichen Baumarten je nach Reaktionstyp unterschiedlich ausfallen kann (Rukh et al., 2020; Steckel et al., 2020; Zang et al., 2011). Ein weiterer Unsicherheitsfaktor ist die Übertragung der kurzfristigen Anpassungsstrategien auf langfristige Bestandeszustände. Zu diesen langfristigen Effekten zählen Aspekte wie Nadel-/Blattverlust und schließlich auch Mortalität. Die Kopplung mit Modellen und flächigen Informationen, die zusätzliche und teilweise auf dem Trockenheitsrisiko aufbauenden Faktoren für die Waldvitalität wie Nährstoffverfügbarkeit (Weber-Blaschke et al., 2008), Schädlingsdynamik (Netherer et al., 2015), Bestandesstruktur und Durchforstungsmaßnahmen (Giuggiola et al., 2013; Sohn et al., 2016a; Sohn et al., 2016b), Baumartenzusammensetzung und Konkurrenz (Bottero et al., 2021; Neuner et al., 2015; Rukh et al., 2020; Steckel et al., 2020; Zhang et al., 2015) abbilden, wäre für eine abschließende Beurteilung sinnvoll. Hierbei könnte der Wasserhaushalt auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse als dynamische Größe eingehen.

Die Ableitung baumartspezifischer Schwellenwerte für Transpirationseinschränkungen, zum Beispiel über den in der Literatur weit genutzten Schwellenwert von 40 % REW für beginnenden Trockenstress (Granier et al., 2000; Granier et al., 1999), wäre ein erster Ansatz, um aus den genutzten Wasserhaushaltstypen eine direktere Aussage für physiologischen Trockenstress zu erhalten. So könnte der Übergang von frischen zu trockenen Standorten an diesem Schwellenwert ausgerichtet werden.

Trockenheitsrisiko in verschiedenen Klimaprojektionen

Die Abstufungen der Intensität des Klimawandels, ausgedrückt durch das angewendete RCP-Scenario, stellen innerhalb der MPI_CLM-Szenarien einen plausiblen Effekt auf das modellierte Trockenheitsrisiko dar (Abbildung 12.8). Das RCP2.6, welches als Peak-and-Decline-Szenario einen Peak der globalen Emissionen um das Jahr 2020 sowie negative Nettoemissionen um das Jahr 2070 annimmt, entspricht näherungsweise einer Umsetzung des Paris Climate Agreement (Sanderson et al., 2016). Die Modellierung dieses Szenarios zeigt den geringsten Unterschied zu den historischen Daten, was ein Hinweis darauf ist, dass bei der gezielten Umsetzung ambitionierter Klimaschutzmaßnahmen die Herausforderungen für einen klimaresilienten Waldumbau überschaubar wären. Deutlich wahrscheinlicher ist unter den derzeitigen sozioökonomischen Gegebenheiten jedoch eine Variante im Bereich der Szenarien RCP4.5 und RCP8.5, die eine starke Änderung des Wasserhaushalts auf großer Fläche prognostizieren. Welches dieser Szenarien wahrscheinlicher ist, ist schwer zu sagen. Hausfather & Peters (2020) stufen RCP8.5 als ein alarmistisches und unter Berücksichtigung der sich entwickelnden Klimaschutzambitionen zunehmend unrealistisches Szenario ein. Andererseits bildet nach aktuellem Wissensstand bislang das RCP8.5 am besten die beobachteten Emissionsentwicklungen ab (Schwalm et al., 2020). Bei aller Unsicherheit bei der Nutzung von Klimaprojektionen wäre eine sinnvolle Lösung die Kommunikation der Ergebnisse mit RCP4.5 und RCP8.5 als optimistische und pessimistische Variante.

Die deutlich zu geringen Änderungssignale der Klimagrößen in der MPI_CLM-Modellkombination stellen jedoch ein generelles Problem für die Nutzung dieser Varianten dar. So sind gewisse Bereiche (wie z.B. der nördliche Oberrheingraben in Abbildung 12.8) in den MPI_CLM-Varianten deutlich feuchter als in den historischen Daten in den vergangenen 10 oder 30 Jahren. Im Vergleich zur rezenten KNP von 1990 bis 2020 sind die Klimaszenarien daher eher ein Blick in die Vergangenheit als in die Zukunft (Tabelle 12.5). Für eine belastbare Bewertung unterschiedlicher RCP-Szenarien auf den Wasserhaushalt in Südwestdeutschland wären entsprechende Klimadaten in einer anderen Modellkombination nötig.

Deutlicher und drastischer als die Unterschiede innerhalb des MPI_CLM-Ensembles ist der Vergleich zwischen den Modellkombinationen, die den Niederschlagsgradienten abbilden sollen. Große Unterschiede sind einerseits zu erwarten, da die Niederschlagsmenge im Vergleich der Standortsfaktoren die größte Effektstärke auf die Wasserhaushaltssklasse aufweist (Abbildung 12.10). Aufgrund der kleinräumigen und zeitlichen Variabilität von Niederschlagsergebnissen und der nur schwer prognostizierbaren Extremereignisse zeigen Vorhersagen für den Niederschlag aber generell größere Unsicherheiten als Projektionen für die Lufttemperatur (Maraun et al., 2010). Regionale Unterschiede sind in allen Modellkombinationen erkennbar. So verteilen sich die höheren Niederschlagssummen des als feucht ausgewählten ECE_RAC-Szenarios kleinräumig auf Schwarzwald und Alpenvorland, während der Rest des Landes durch höhere Lufttemperaturen deutlich trockener wird (Abbildung 12.9).

Trotz der erwähnten Herausforderungen für räumlich explizite Bewertungen des zukünftigen Wasserhaushalts ist die Notwendigkeit des Waldumbaus hin zu wärme- und trockenheitstoleranten Baumarten erkennbar. Sowohl im zu feuchten MPI_CLM als auch in beiden anderen Zirkulationsmodellen, die nicht von zu hohen Niederschlagssummen geprägt sind, zeigt sich für RCP8.5 eine starke Verschiebung in die trockenen Wasserhaushaltsstufen. Die große regionale Unsicherheit des modellierten Trockenheitsrisikos in den Modellkombinationen von globalen und regionalen Klimamodellen stellt jedoch für Nutzung und Kommunikation der Wasserhaushaltsmodellierungen auf Basis der Klimaszenarien eine Herausforderung dar. Aussagen für die Zukunft des Wasserhaushalts sind durch die Vielzahl möglicher Modellkombinationen mit großer Unschärfe verbunden. Bei klimasensitiven Modellierungen steigt die Genauigkeit der Unsicherheitsbewertung mit der Anzahl der realisierten Varianten (Tebaldi & Knutti, 2007). Der DWD beispielsweise führt auf seiner Webseite für RCP4.5 und RCP8.5 jeweils 6 Modellkombinationen von globalen und regionalen Klimamodellen als Kernensembles auf, welche in Kombination mindestens 80 % (bei Lufttemperatur sogar 90 %) der möglichen Bandbreite der Klimagrößen abdecken (DWD, 2023). Im vorliegenden Projekt konnten aufgrund der aufwendigen Regionalisierungen aber nur drei Modellkombinationen realisiert werden. Für eine genauere Abschätzung des Änderungssignals des Wasserhaushalts und dessen Unschärfe wäre daher eine Ensemble-betrachtung auf der Grundlage zusätzlicher Klimaszenarien ratsam.

12.4.3 Modellierung in Testgebieten

Im Vergleich von modellierten terrestrischen Wasserhaushaltsstufen mit der Standortskartierung im Testgebiet „Alb“ fällt zunächst auf, dass die modellbasierte Klassifikation die Waldfläche im Testgebiet vollständiger abbildet,

also auch eine Einschätzung für nichtkartierte Flächen mit einschließt, welche sich nahtlos in die kartierten Bereiche einfügt (Abbildung 12.12). Die Polygonabgrenzung der Standortskartierung liefert innerhalb der kartierten Flächen durch die Grenzen der Polygone eine trennschärfere Verortung von Informationen als die rasterbasierte Modellierung in 50 m Auflösung. Die modellierte Wasserhaushaltseinschätzung ist hingegen kleinräumig differenzierter als die Polygonausweisung der Standortskartierung. So werden auf der Fläche vieler Polygone, insbesondere der größeren, in der Regel mehrere unterschiedliche Wasserhaushaltstklassen modelliert. Dabei ist es nicht unwahrscheinlich, dass im Rahmen der Kartierung auch innerhalb einheitlich dargestellter Polygone extremere Standorte angesprochen wurden, dass diese aber nicht flächig genug auftraten, um in der Standortskartierung als Polygon mit eigener Einheit ausgewiesen zu werden. Die Mindestgröße für Standortseinheiten beträgt 0,5 ha. Bei einer Gemengelage von Feuchtestufen innerhalb einer ausgewiesenen Einheit werden bei der notwendigen Entscheidung für eine kartierte Stufe auch Bohrstockansprachen mit unterschiedlicher Wasserhaushaltsansprache in einem Polygon zusammengefasst (Rörig-Weisbrod et al., 2022). In der Standortskartierung wurden im Testgebiet so nur drei Wasserhaushaltstufen vergeben, die Modellierung differenziert hingegen sechs unterschiedliche Feuchtestufen, wobei die trockenen Stufen nur sehr kleinräumig auftreten. Darüber hinaus ist die weiter ausdifferenzierte Spanne der Wasserhaushaltstufen in den Modellierungen auch ein Resultat von absoluter und relativer Einschätzung des Wasserhaushalts. Relativ zur mittleren Ausprägung der Standortseinheiten wurden in der Feldansprache nur leicht trockenere und leicht feuchtere Ausprägungen identifiziert. Laut Experteneinschätzungen sind stärkere Unterschiede auf einer absoluten Skala im Testgebiet hingegen nicht unwahrscheinlich. Der flächenmäßig größte Unterschied zwischen den zwei Klassifikationen ist der Nordhang im Norden des Gebiets, welcher auf der absoluten Skala der Modellierung feuchter dargestellt wird als die relativ gesehen durchschnittliche, also „mäßig frische“ Ausprägung in der Standortskartierung. Gleches gilt kleinräumiger für den östlichsten Ausläufer des Testgebiets, wo sich in der Standortskartierung mäßig frische, südexponierte Steilhänge finden, die in der Modellierung als trockene Standorte identifiziert wurden. Generell zeigte sich jedoch eine gute räumliche Übereinstimmung zwischen Modellierung und Kartierung. Unterschiede zwischen den Wasserhaushaltseinschätzungen zeigen vor allem den Unterschied von relativer und absoluter Skala der zwei Klassifikationssysteme. Nichtkartierte Flächen erhalten durch die Modellierung eine belastbare Einschätzung der Wasserverfügbarkeit. Die Kombination der beiden Informationen bietet zudem auf kartierten Flächen einen Informationsgewinn, der gerade für Endnutzer*innen ohne standortskundliche Vorkenntnisse einen Mehrwert darstellen kann.

Ein Problem der Modellierungsergebnisse bei hydromorphen Standorten im Testgebiet „Rheinaue“ (Abbildung 12.13) sind scharfe Grenzen bei der Verortung von Hydromorphie am Übergangsbereich von kartierten und unkartierte Flächen. Diese sind der Tatsache geschuldet, dass die terrestrischen, grünen Bereiche der Standortskartierung im direkten Umfeld der unkartierte Flächen zwar ebenfalls leichte Stauwassereffekte hinterlegt hatten. Diese wurden jedoch nur als örtliche Beimischung in ansonsten vorrangig nicht vernässenden Polygonen interpretiert. Die GeoLa arbeitet hingegen mit großflächigeren Polygonen (Abbildung 12.13, rechts), was an den Übergängen zu kartierten Flächen für Unstimmigkeiten sorgt. Die Verortung ist somit durch nötige Grenzfallentscheidungen zweier Eingangsdatenquellen fehleranfällig. Die ungenügende Ausdifferenzierung der Stärke des Stauwassereffekts wird unter anderem durch die ungenaue Tiefenlage der stauenden Schichten begünstigt. Diese wurden an die Profile in der maximalen, durchwurzelbaren Bodentiefe aus Bodenregionalisierungen und GeoLa angehängt (Kapitel 12.2.3 und 12.2.4). Auf ca. 40 % der stauwasserbeeinflussten Modellierungspunkte im Testgebiet „Rheinaue“ wurde eine Durchwurzelbarkeit von unter 100 cm angenommen, wodurch das Wasser schnell oberhalb von 60 cm aufgestaut wurde. Da die Informationen zu Dichte und Mächtigkeit des Stauhorizonts zudem nicht in den regionalisierten Bodendaten vorhanden sind, hängt die modellierte Stärke des Staueffekts neben der Tiefenlage der stauenden Schicht auch stark von der Niederschlagsmenge vor Ort in Kombination mit der Durchlässigkeit der Stauschicht ab. Dieser Problematik wurde bereits in Ansätzen begegnet, indem je Wuchsgebiet unterschiedlich durchlässige Stauschichten genutzt werden. Für bessere Ergebnisse wäre aber eine feinere Anpassung der Durchlässigkeit der Stauhorizonte nach Substrat und Niederschlagsmenge notwendig. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich eine Ausdifferenzierung von stauwasserbeeinflussten Standorten mit der gewählten Methodik nur unzureichend abbilden lässt.

Der Hauptgrund für die Unterschätzung des Grundwassereinflusses in den Modellierungen ist, dass die parametrisierten, starkwüchsigen Optimalbestände durch Transpiration den aufgestauten Wasserkörper im Wurzelbereich so weit reduzieren, dass die Grenzwerte für Grundwassereinfluss bzw. für stärkere Grundwasserstufen nicht überschritten wurden. Die Simulation von Grundwassereinfluss über einen 3 m tiefen und nach unten undurchlässigen

Wasserkörper im Profil hat sich nicht als praktikabel erwiesen. Natürliche Grundwasserkörper wie der Rheinaquifer stellen trotz natürlicher Schwankungen einen deutlich konstanteren Grundwasserpegel dar, als es das aufgestaute Wasser im eindimensionalen Modellprofil tut, in welchem die Lage des Grundwasserspiegels durch die modellierte Transpiration deutlich abgesenkt wird. Für eine bessere Abbildung des Grundwassereinflusses müssten die Änderungen im Quellcode von LWF-Brook90, welche einen konstanten Grundwasserstand in einer gewählten Tiefe ermöglichen (Weis, Wellpott et al., 2023), in LWFBrook90R implementiert oder die Programmierumgebung geändert werden, um diese Funktionalität zu nutzen.

Die Nutzung von regionalisierten Bodendaten war ursprünglich gewählt worden, um das Trockenheitsrisiko auf der gesamten Landeswaldfläche mit einer einheitlichen Datengrundlage modellierten zu können. Während der Vergleich mit den terrestrischen Wasserhaushaltsstufen gute Ergebnisse lieferte, ließen sich grund- und stauwasserbeeinflusste Sonderstandorte auf dieser Grundlage nicht zufriedenstellend abbilden. Ein hybrider Ansatz für Bodeneingangsdaten mit expertenbasierten Leitprofilen auf Stauwasserstandorten wäre vor dem Hintergrund eine mögliche Variante. Ob sich wiederum die Einschätzung für Trockenheit der Leitprofil-basierten Modellierung problemfrei in die umgebenden Trockenheitseinschätzungen einfügt, müsste dann noch untersucht werden.

12.5 Fazit

Die im Projektverlauf entwickelte Modellierungsumgebung für das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook90 ermöglicht eine detaillierte Abschätzung des Standortsfaktors Wasserhaushalt auf der Waldfläche Baden-Württembergs. Die Modellierungsergebnisse differenzieren den standörtlichen Wasserhaushalt räumlich hochauflöst und dynamisch im Hinblick auf klimatische Entwicklungen. Die im Projekt entwickelte modellgestützte Wasserhaushaltsklassifikation kann dazu beitragen, den durch den Klimawandel geänderten Ansprüchen an die Standortsansprache gerecht zu werden. Terrestrische Standorte können auf einer absoluten Skala bezüglich des Trockenheitsrisikos differenziert werden und bieten somit eine leicht verständliche Alternative zur relativen Wasserhaushaltsansprache der forstlichen Standortskartierung in Baden-Württemberg. Sonderstandorte mit Stau- und Grundwassereinfluss wurden explizit untersucht, konnten jedoch nur unzureichend abgebildet werden.

Die Entwicklung der Wasserverfügbarkeit innerhalb des historischen Klimadatensatzes zeigt bereits einen deutlichen und dynamischen Trend. Die Anwendung zukünftiger Klimaszenarien zeigte neben der zunehmenden Trockenheitsproblematik bezüglich Intensität und kleinräumiger Verortung zwischen den Klimaszenarien deutliche Unterschiede. Die Umsetzung von mehr als fünf Klimaszenarien wäre für eine umfassendere und dadurch belastbarere Ensemblebetrachtung der Klimaszenarien sinnvoll. Neben den prägenden klimatischen Faktoren sind die bodenphysikalischen Faktoren der Entwicklungstiefe und der nutzbaren Feldkapazität, die Exposition und, in den Extrembereichen, Faktoren wie Skelett- und Sandgehalt sowie Hangneigung treibende Einflussgrößen des Wasserhaushalts. Für Baden-Württemberg bedeutet dies besondere waldbauliche Herausforderungen für die Oberrheinebene, die tonigen Böden aus Muschelkalk und Keuper in den Gäulandschaften sowie aus Jurakalk in der Schwäbischen Alb, wo sich die signifikanten Einflussfaktoren für die Wasserverfügbarkeit ungünstig kombinieren und daher die trockensten Standorte auftreten. In den Hochlagen des Schwarzwalds und im südwestdeutschen Alpenvorland reagiert der Wasserhaushalt im Modell am langsamsten auf die im Klimawandel zunehmende Trockenheit. Trockenheitsinduzierte Wasserhaushaltsänderungen zeigten sich aber auch hier innerhalb der feuchteren Stufen. Die entscheidende Weiterentwicklung der Ergebnisse für die Anwendung in der forstlichen Praxis liegt in der Erweiterung der Modellergebnisse um einen baumartspezifischen Wirkungsbezug auf Vitalität und Mortalität. Aufbauende Projekte sind diesbezüglich bereits in Planung.

12.6 Literatur

- Ahrends, B. & 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.
- Bolte, A., Leßner, C., Müller, J., & Kallwei, R. (2001). Zur Rolle der Bodenvegetation im Stoff- und Wasserhaushalt von Kieferökosystemen - Level II-Untersuchungen in Brandenburg. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 35(1), 26-29.
- Bottero, A., Forrester, D. I., Cailleret, M., Kohnle, U., Gessler, A., Michel, D., Bose, A. K., et al. (2021). Growth resistance and resilience of mixed silver fir and Norway spruce forests in central Europe: Contrasting responses to mild and severe droughts. *Global Change Biology*, 00, 1-17.
- Dietrich, H., Wolf, T., Kawohl, T., Wehberg, J., Kändler, G., Mette, T., Röder, A., et al. (2019). Temporal and spatial high-resolution climate data from 1961 to 2100 for the German National Forest Inventory (NFI). *Annals of Forest Science*, 76(1), 1-14. doi:10.1007/s13595-018-0788-5

- DWD. (2023). Climate Data Center, Datensätze auf der Basis der RCP - Szenarien. Abgerufen am 26.02.2023 unter https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaforschung/klimaprojektionen/fuer_deutschland/fuer_dtld_rcp-datensatz_node.html
- Federer, C. A. (2002). BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water, and streamflow. <http://www.ecoshift.net/brook/brook90.html>.
- Gauer, J., Feger, K.-H., & Schwärzel, K. (2011). Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 7-16.
- Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., & Rigling, A. (2013). Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 310, 827-835.
- Granier, A., Biron, P., & Lemoine, D. (2000). Water balance, transpiration and canopy conductance in two beech stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100(4), 291-308.
- Granier, A., Breda, N., Biron, P., & Villette, S. (1999). A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*, 116(2-3), 269-283.
- Habel, R., Ahrends, B., Falk, W., Weis, W., Fleck, S., Puhlmann, H., Wellpott, A., Stelzer, A.-S., & Nowack, R. (2023). Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 79-93.
- Hammel, K., & Kennel, M. (2001). Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 117 S.
- Harsch, N., Brandenburg, M., & Klemm, O. (2009). Large-scale lysimeter site St. Arnold, Germany: analysis of 40 years of precipitation, leachate and evapotranspiration. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(3), 305-317.
- Hartmann, P., Buberl, H., Puhlmann, H., Schäffer, J., Trefz-Malcher, G., Zirlewagen, D., & von Wilpert, K. (2016). Waldböden Südwestdeutschlands – Ergebnisse der Bodenzustandserhebungen im Wald von 1989-1992 und 2006-2008. Verlag Kessel. 328 S.
- Hausfather, Z., & Peters, G. P. (2020). Emissions—the ‘business as usual’ story is misleading. *577(7792)*, 618-620.
- LGRB. (2016). Geologische Karte von Baden-Württemberg 1 : 50 000 (GeoLa) [Kartenmaterial]. Abgerufen unter: https://www.lgrb-bw.de/aufgaben_lgrb/geola
- Lloret, F., Keeling, E. G., & Sala, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, 120(12), 1909-1920.
- Maraun, D., Wetterhall, F., Ireson, A., Chandler, R., Kendon, E., Widmann, M., Brieren, S., et al. (2010). Precipitation downscaling under climate change: Recent developments to bridge the gap between dynamical models and the end user. *Reviews of Geophysics*, 48(3).
- Meusburger, K., Trotsiuk, V., Schmidt-Walter, P., Baltensweiler, A., Brun, P., Bernhard, F., Gharun, M., et al. (2022). Soil-plant interactions modulated water availability of Swiss forests during the 2015 and 2018 droughts. *Global Change Biology*. doi:10.1111/gcb.16332
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12, 513-522.
- Müller, J. (2011). Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 37-46.
- Müller, J., & Bolte, A. (2009). The use of lysimeters in forest hydrology research in north-east Germany. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research*, 59, 1-10.
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., et al. (2015). Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytologist*, 205(3), 1128-1141.
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hanewinkel, M., et al. (2015). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global change biology*, 21(2), 935-946.
- Peck, A., & Mayer, H. (1996). Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 115, 1-9.
- Puhlmann, H., & von Wilpert, K. (2016). Ist die Parametrisierung von Bodenwasserhaushaltsmodellen an den Erhebungspunkten der Bundeswaldinventur in Baden-Württemberg sinnvoll möglich? In: Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt - Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen (Vol. 14, pp. 93-111). Göttingen
- Rörig-Weisbrod, C., Michiels, H.-G., & Morell, M. (2022). Arbeitsanweisung für die Waldökologische Standortskartierung in Baden-Württemberg nach dem Modellgestützten Südwestdeutschen Standortskundlichen Verfahren (MoSt). Version 2.31 (Stand januar 2022), Freiburg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA), Abt. Waldnaturschutz, 215 S.
- Rukh, S., Poschenrieder, W., Heym, M., & Pretzsch, H. (2020). Drought resistance of norway spruce (*pinus abies* [L.] karst) and european beech (*fagus sylvatica* [L.]) in mixed vs. monospecific stands and on dry vs. wet sites. From evidence at the tree level to relevance at the stand level. *Forests*, 11(6), 639.
- Sanderson, B. M., O'Neill, B. C., & Tebaldi, C. (2016). What would it take to achieve the Paris temperature targets? *Geophysical Research Letters*, 43(13), 7133-7142.
- 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. *Agricultural and Forest Meteorology*, 291, 108023.
- Schwalm, C. R., Glendon, S., & Duffy, P. B. (2020). RCP8.5 tracks cumulative CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(33), 19656-19657.

- Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., & Bauhus, J. (2016a). Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Applications*, 26(7), 2190-2205.
- Sohn, J. A., Saha, S., & Bauhus, J. (2016b). Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 380, 261-273.
- Steckel, M., Del Río, M., Heym, M., Aldea, J., Bielak, K., Brazaitis, G., Černý, J., et al. (2020). Species mixing reduces drought susceptibility of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.)—Site water supply and fertility modify the mixing effect. *Forest Ecology and Management*, 461, 117908.
- Tebaldi, C., & Knutti, R. (2007). The use of the multi-model ensemble in probabilistic climate projections. *Philosophical transactions of the royal society A: mathematical, physical and engineering sciences*, 365(1857), 2053-2075.
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- Vilhar, U. (2016). Comparison of drought stress indices in beech forests: a modelling study. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 9(4), 635.
- Walthert, L., Scherler, M., Stähli, M., Huber, M., Baltensweiler, A., Ramirez-Lopez, L., & Papritz, A. J. (2015). Böden und Wasserhaushalt von Wäldern und Waldstandorten der Schweiz unter heutigem und zukünftigem Klima (BOWA-CH). Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, ETH Zürich, 117 S.
- Weber-Blaschke, G., Heitz, R., Blaschke, M., & Ammer, C. (2008). Growth and nutrition of young European ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.) on sites with different nutrient and water statuses. *European Journal of Forest Research*, 127(6), 465-479.
- Wehberg, J., Wellpott, A., Wolf, T., & Böhner, J. (2023). Hochaufgelöste Klimaprojektionen für Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 69-79.
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22-52.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 94-111.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., & Renger, M. (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese. Berlin, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, T. Berlin 40, 82 S.
- Wiebel, M. (2010). Arbeitsschritte und Anmerkungen zum Programm der Ermittlung der „nutzbaren Wasserspeicherkapazität“ (nWSK) von Regionalisierten Standortseinheiten (RegStE) der Forstlichen Standortskartierung. Freiburg. (unveröffentlicht), 6 S.
- Wood, S. N. (2006). Generalized Additive Models: An Introduction With R. Chapman & Hall/CRC. 391 S.
- Zang, C., Rothe, A., Weis, W., & Pretzsch, H. (2011). Zur Baumarteneignung bei Klimawandel: Ableitung der Trockenstress-Anfälligkeit wichtiger Waldbaumarten aus Jahrringbreiten. *Environmental Science & Policy*, 14, 100-110.
- Zhang, J., Huang, S., & He, F. (2015). Half-century evidence from western Canada shows forest dynamics are primarily driven by competition followed by climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(13), 4009-4014.
- Zirlewagen, D. (2021). Aktualisierungen und Neuerstellungen von Regionalisierungen von Bodendaten im Rahmen des Notfallplans Wald gegen Baumschäden in Baden-Württemberg. Dokumentation. INTERRA. Freiburg. (unveröffentlicht), 87 S.
- Zirlewagen, D., & von Wilpert, K. (2011). Regionalisierung bodenphysikalischer Eingangsgrößen für bodenhydraulische Pedotransferfunktionen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 12, 73-83.

13 Folgen aufeinanderfolgender Trockenjahre für die Wasserverfügbarkeit in Wäldern

Bernd Ahrends, Wendelin Weis, Raphael Habel, Henning Meesenburg, Axel Wellpott

13.1 Einleitung

Drei aufeinanderfolgende Trockenjahre (2018, 2019, 2020) in Deutschland und weiten Teilen Mitteleuropas führten landnutzungsübergreifend zu gravierenden Einschränkungen hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität und unterstreichen die Notwendigkeit weiterer Anpassungsmaßnahmen (Blauhut et al., 2021; van der Wiel et al., 2022; Rakovec et al., 2022). Die fehlende Erholung in den dazwischen liegenden Wintern in Kombination mit vorangegangenen Stürmen (v.a. Orkantief Friederike im Januar 2018) und biotischen Schäden hat zu einem ungewöhnlich hohen Anteil an Kalamitätshieben geführt (Maitah et al., 2022; von Arnim et al., 2021; Toth et al., 2020). Zahlreiche Studien der Klimafolgenforschung betonen, dass in Mitteleuropa mit der globalen Erwärmung häufigere und länger andauernde Hitzeperioden mit geringen Niederschlägen auftreten werden (Grillakis et al., 2019; Samaniego et al., 2018; Thiele et al., 2017; Ziche et al., 2021). Durch den Klimawandel hervorgerufene Kombinationen aus Trockenheit und gleichzeitig hohen Temperaturen werden in der aktuellen Literatur als „global change-type drought“ oder „hotter droughts“ bezeichnet (Adams et al., 2009; Allen et al., 2015; Breshears et al., 2005; Overbeck & Udall, 2010). Bei entsprechend ausgeprägten Trockenperioden ist eine Zunahme des Trockenstress- und Mortalitätsrisikos von Bäumen zu erwarten (Allen et al., 2010; McDowell et al., 2008) und zwar sowohl direkt durch physiologische Wirkungen oder auch indirekt durch Wirkungen auf Schaderreger (Schlyter et al., 2006; Weed et al., 2013; Walther et al., 2021).

Während in der Vergangenheit Trockenstressereignisse häufig auf ein Jahr beschränkt waren (z.B. 1959, 1964, 1976, 2003 – Puhlmann et al., 2019; Samaniego et al., 2013), zeigte sich für den Zeitraum von 2018-2020 für große Teile Europas eine Häufung an Trockenperioden, die für die letzten Jahrhunderte beispiellos ist (Buras et al., 2020; Rakovec et al., 2022). Entsprechend liegen aktuell nur wenige Studien über die Merkmale und Auswirkungen von wiederholten Trockenjahren vor. Aktuelle Arbeiten deuten jedoch darauf hin, dass sich die Wahrscheinlichkeit solcher Ereignisse unter verschiedenen zukünftigen Klimaszenarien erhöhen wird (Buras et al., 2020; Hari et al., 2020; Rakovec et al., 2022; van der Wiel et al., 2022). So ergab z.B. die Untersuchung von van der Wiel et al. (2022) eine Verdoppelung der Ereigniswahrscheinlichkeit mehrjähriger Trockenphasen bei 1 °C zusätzlicher Erwärmung. Basierend auf den Ergebnissen von Simulationen mit Klimamodellen für das RCP 8.5 Szenario fanden Hari et al. (2020) für die zweite Hälfte des Jahrhunderts eine siebenfache Zunahme von zweijährigen Trockenphasen im Vergleich zu den historischen Modellläufen. Entsprechend ist von einer überproportionalen Zunahme von mehrjährigen Trockenphasen auszugehen. Aufeinanderfolgende Trockenjahre sind dabei nicht als unabhängige Dürreereignisse anzusehen, da im Vergleich zu einjährigen Ereignissen eine immer weiter zunehmende Bodenaustrocknung im zweiten oder dritten Trockenjahr zu schwerwiegenderen Auswirkungen führen kann (van der Wiel et al., 2022).

Solche sich drastisch verändernden Rahmenbedingungen stellen neue Ansprüche an die Standortskartierung und an die zu verwendenden Indikatoren zur Charakterisierung von Trockenstressbedingungen. In der klassischen Ansprache des Standortswasserhaushaltes hat der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat eine große Bedeutung (Ahrends et al., 2023; Gauer et al., 2011), da die Wasserverfügbarkeit entscheidend für das Baumwachstum ist (Pasho et al., 2011). Als Bezugsgröße wird hierbei meist die nutzbare Feldkapazität (nFK) verwendet (Overbeck et al., 2011; Ahrends et al., 2023) und entsprechend von einer Auffüllung des Bodens auf Feldkapazität zu Beginn der Vegetationsperiode ausgegangen. Diese Vereinfachung war in der Vergangenheit im Mittel - insbesondere für Waldböden mit einer eher geringen nFK - meist zutreffend, da der Bodenwasserspeicher auch bei geringeren Winterniederschlägen wieder aufgefüllt werden konnte. Bei Standorten mit einer höheren nFK wird generell von einem geringeren Trockenstressrisiko ausgegangen (Cartwright et al., 2020). Wenn der Bodenwasserspeicher jedoch bei aufeinanderfolgenden Trockenjahren auch über den Winter hinweg nicht mehr vollständig gefüllt werden kann, ist diese Annahme für einige Standortstypen nicht mehr zutreffend (Schwärnweber et al., 2020).

Bei der Einschätzung der standörtlichen Wasserverfügbarkeit durch Wasserhaushaltsmodellierungen erscheint eine Charakterisierung über langfristige Mittelwerte nur so lange gerechtfertigt, wie es um die Erfassung und Beschreibung von langfristigen Wachstumsbedingungen geht. Sollen aber insbesondere Risiken für Extremereignisse analysiert werden, müssen zusätzlich auch singuläre Ereignisse betrachtet werden. Hierzu kann für die meisten Trockenstressindikatoren der betrachtete Zeitraum angepasst werden (Speich, 2019). Im Folgenden soll am Beispiel

der Jahre 2018 bis 2020 veranschaulicht werden, wie stark die jeweiligen Trockenjahre von der langfristigen Perspektive der Klimanormalperioden abweichen und welche Grenzen bei Aussagen aufgrund von langjährigen Mittelwerten bestehen. Der verwendete Transpirationsindex als integrierender Indikator wichtiger Wasserhaushaltskomponenten berücksichtigt dabei auch die für eine Betrachtung von mehrjährigen Trockenphasen wichtigen Bodenwassergehalte (Seneviratne et al., 2010; van der Wiel et al., 2022).

13.2 Methoden

13.2.1 Wasserhaushaltsmodellierung und Ansprache der Wasserhaushaltsstufe

Für eine statistische Analyse der Dynamik des Trockenstresses in den aufeinanderfolgenden Trockenjahren sollte ein breites Spektrum an Standorten mit sehr unterschiedlichen Standortsverhältnissen verfügbar sein. Exemplarisch wurde Bayern als Auswertungsregion gewählt, da hier die standörtlichen und klimatischen Grundlagen einen weiten Bereich abdecken (nF_{1m} : 10 bis 360 mm, Jahresniederschlagssumme: 540 bis >2000 mm, Jahresmitteltemperatur: 1,5 bis 10,3 °C; Zeitraum 1961-1990). Außerdem war die Korrelation zwischen Niederschlag und nF nur schwach ausgeprägt ($r_{spear} = -0,27$) und das Datenkollektiv hinsichtlich der Merkmalskombinationen (Niederschlag, nF) relativ ausgewogen. Für alle Standorte in Bayern erfolgte die Wasserhaushaltsmodellierung mit LWF-Brook90 (Hammel und Kennel, 2001; Federer et al., 2003). Eine Zusammenstellung der standortsunabhängigen Modellparameter findet sich in Weis et al. (2023a), die Ableitung weiterer standortsabhängiger Parameter (Hangneigung, Exposition, Boden) und die Modellanwendung in Wellpott et al. (2023). Aus den Ergebnissen der Wasserhaushaltssimulationen wurde der jährliche Transpirationsindex (T/T_p) aus dem Verhältnis der Transpiration T (unter Berücksichtigung von auftretendem Wassermangel) zur potenziellen Transpiration T_p (bei uneingeschränkter Wasserversorgung) berechnet (Habel et al. 2023). Der jährliche Trockenstress wurde anschließend für die unterschiedlichen Untersuchungszeiträume durch Mittelwertbildung aggregiert. Betrachtet wurden die Zeiträume 1961-1990, 1991-2020 und die drei aufeinanderfolgenden Trockenjahre 2018-2020 jeweils separat. Für 843963 Standorte standen Simulationsergebnisse des Transpirationsindex (T/T_p) und die zusätzlich in Tabelle 13.1 angeführten Variablen zur Verfügung.

Tabelle 13.1: Für die statistische Auswertung verfügbare Variablen für 843963 bayerische Waldstandorte. Das Subskript UZR beschreibt die Untersuchungszeiträume: KP1: Klimanormalperiode 1961-1990; KP2: Klimanormalperiode 1991-2020; die Trockenjahre 2018; 2019; 2020; Winter- (November bis April) und Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).

Variable	Beschreibung	Einheit	Beispiele
Bodenart	Bodenartengruppe	-	Feinlehm, milder Ton, Schluff, Moor
Bodentyp	Bodentyp	-	Gley, Rendzina, Pseudogley, Syrosem
Grundwasser	Grundwasseranschluss	0 1	ja; nein
EX	Exposition: Kennzeichnung der Hangrichtung	°	28; 150; 247; 260
HN	Hangneigung	°	3; 5; 8; 15; 24; 28; 35; 55
nF	nutzbare Feldkapazität Mineralboden bis 1 m	mm	74; 128; 153; 189; 223
NI_{UZR}	Mittel der Jahresniederschlagssumme	mm	610; 720; 843; 970; 1240
WNI_{UZR}	Mittel der Winterniederschlagssumme	mm	336; 396; 464; 534; 682
SNI_{UZR}	Mittel der Sommerniederschlagssumme	mm	275; 324; 379; 437; 558
TE_{UZR}	Mittel der Jahresmitteltemperatur	°C	5,4; 6,4; 6,9; 7,8; 8,9; 9,1; 10,3
WTE_{UZR}	Mittel der Wintertemperatur	°C	3,4; 3,4; 3,9; 4,8; 4,9; 5,1; 6,3
STE_{UZR}	Mittel der Sommertemperatur	°C	8,4; 10,4; 10,9; 12,8; 13,9; 14,1; 16,3
T/T_p	Transpirationsindex	mm mm ⁻¹	0,99; 0,98; 0,97; 0,95; 0,92
WHHK	Wasserhaushaltssklasse	-	frisch, mäßig frisch, trocken

Tabelle 13.2: Ableitung der Wasserhaushaltssklassen aus der Anzahl der modellierten Trockenjahre und dem daraus abgeleiteten mittleren Verhältnis (T/T_p) von tatsächlicher (T) und potenzieller Transpiration (T_p).

Wasserhaushaltssklasse	Anzahl modellierter Trockenjahre ($T/T_p = 0,75$) in 30 Jahren	Mittelwerte T/T_p (von – bis)
sehr frisch	< 1	> 0,99167
frisch	1 bis < 3	> 0,975 – 0,99167
ziemlich frisch	3 bis < 6	> 0,95 – 0,975
mäßig frisch	6 bis < 12	> 0,90 – 0,95
mäßig trocken	12 bis < 18	> 0,85 – 0,90
trocken	18 bis < 30	> 0,75 – 0,85
sehr trocken	(≥) 30	≤ 0,75

Zur Visualisierung wurden die Transpirationsindizes in die bayerischen Wasserhaushaltssklassen übersetzt. Die Klassengrenzen für den mittleren Transpirationsindex orientierten sich dabei an der Anzahl von Jahren mit einer theoretischen Transpirationseinschränkung von 25 Prozent über einen Zeitraum von 30 Jahren (Tabelle 13.2; Weis et al. 2023b). Den qualitativ beschreibenden Bezeichnungen von „sehr trocken“ bis „sehr frisch“ konnte so eine klar definierte quantitative Grundlage zugewiesen werden. Die Wahl der Anzahl theoretischer Trockenjahre in 30 Jahren für die einzelnen Klassen erfolgte so, dass eine hinreichend ausgewogene Verteilung für bayerische Waldstandorte gewährleistet werden konnte.

13.2.2 Statistische Methoden

Die Verteilungen der Niederschlagssummen, der Jahresmitteltemperaturen und der Transpirationsindizes an den betrachteten Waldstandorten für die zwei Klimanormalperioden und drei Trockenjahre wurden mittels Violindigrammen mit Boxplot-Überlagerung dargestellt. Die Linien des Violindigramms zeigen die Werteverteilung als Kern-Dichte-Diagramm (geglättetes Histogramm, R-package *ggplot2*; Wickham, 2016). Alluvial-Diagramme (R-package *ggalluvial*; Brunson, 2020) wurden verwendet, um die Veränderungen der Wasserhaushaltssklassen in den verschiedenen Untersuchungszeiträumen darzustellen.

Der Einfluss der Standortparameter auf den Transpirationsindex wurde mit einem generalisierten additiven Modell (GAM) analysiert (Hastie & Tibshirani, 1990). In Anlehnung an Tredennik et al. (2021) lag der Schwerpunkt hierbei auf der „Erkundung“ der Effektstärke verschiedener Einflussfaktoren auf die Trockenstressintensität in den Trockenjahren 2018, 2019, 2020 und nicht in einer exakten Vorhersage des Standortswasserhaushalts. Da die kategorialen Variablen „Bodentyp“ und „Bodenartengruppe“ jeweils sehr viele Ausprägungen enthielten, wurden diese bei der statistischen Analyse der Änderungsdynamik nicht mit einbezogen. Die nutzbare Feldkapazität wurde als aggregierende Variable mit direktem Bezug zum Wasserhaushalt berücksichtigt und repräsentiert den Median der Werte aller der Bodeneinheit zugeordneten Bodenprofile. Berechnet wurde sie aus Bodentextur und Skelettgehalt des ausgewählten Profils. Zur generellen klimatischen Charakterisierung der Untersuchungsstandorte wurden die Jahresniederschlagssumme und die Jahresmitteltemperatur des jeweiligen Trockenjahres verwendet. Auf Grund der hohen Korrelation zwischen beiden Größen ($r_{spear} = -0,71$), wurden sie über eine zweidimensionale Glättungsfunktion in das Modell einbezogen (Heitkamp et al., 2021). Entsprechend wurde auch mit der nutzbaren Feldkapazität und den Sommerniederschlägen verfahren. Die Summe beider Parameter ist maßgeblich für die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode verantwortlich. Ein möglicher Grundwasseranschluss ergab im Zuge der Variablenelektion keine Modellverbesserung und wurde dementsprechend nicht berücksichtigt. Aus den getroffenen Annahmen und den verfügbaren Datengrundlagen ergab sich die folgende Modellformulierung.

$$\text{Formel 13.1: } (T/T_p)_s^J = \beta_0 + f_1^{1D}(EX_s) + f_2^{1D}(HN_s) + f_1^{2D}(nFK_s, SNI_s^J) + f_2^{2D}(NI_s^J, TE_s^J)$$

$(T/T_p)_s^J$: Transpirationsindex am Standort s im Jahr J (2018, 2019 oder 2020); β_0 : Regressionskonstante (Interzept); EX: Exposition [$^\circ$]; HN: Hangneigung [$^\circ$]; nFK: nutzbare Feldkapazität bis 1m Mineralbodentiefe [mm]; SNI: Sommerniederschlagssumme der Monate Mai bis Oktober [mm]; NI: Niederschlagssumme [mm]; TE: Mitteltemperatur [$^\circ$ C]; f_1^{1D} : eindimensionale Regressionssplines; f_2^{2D} : zweidimensionale Regressionssplines.

Um den Einfluss der Füllung des Bodenwasserspeichers zu Beginn der Vegetationszeit auf Transpirationseinschränkungen auch direkt in die statistische Modellierung einbeziehen zu können, wurde das Bodenwasserdefizit (DEF) als Differenz des mittleren Bodenwassergehalts im April abzüglich der Feldkapazität jeweils bezogen auf den Mineralboden bis 1 m Tiefe herangezogen. Zur Berechnung mussten die Monatswerte der Wasserhaushaltsmodellierungen ausgewertet werden. Da dies in der Routineanwendung für ganz Bayern nicht vorgesehen war und bei der hohen Anzahl modellierter Standorte zu hohem Speicherplatzverbrauch geführt hätte, erfolgte die monatliche Auswertung an insgesamt 7491 Traktecken der bayerischen Punkte der 3. Bundeswaldinventur in Deutschland (BMEL, 2016). Das statistische Modell nach Formel 13.1 änderte sich damit zu:

$$\text{Formel 13.2: } (T/T_p)_s^J = \beta_0 + f_1^{1D}(EX_s) + f_2^{1D}(HN_s) + f_3^{1D}(DEF_s^J) + f_1^{2D}(nFK_s, SNI_s^J) + f_2^{2D}(NI_s^J, TE_s^J)$$

13.3 Ergebnisse

Das Jahr 2018 war im Untersuchungsgebiet außergewöhnlich warm und gleichzeitig an vielen Standorten extrem trocken (Abbildung 13.1). In den Jahren 2019 und 2020 war es erneut wärmer und trockener als im langjährigen Durchschnitt der Klimanormalperioden 1961-1990 und 1991-2020, allerdings nicht ganz so extrem wie 2018.

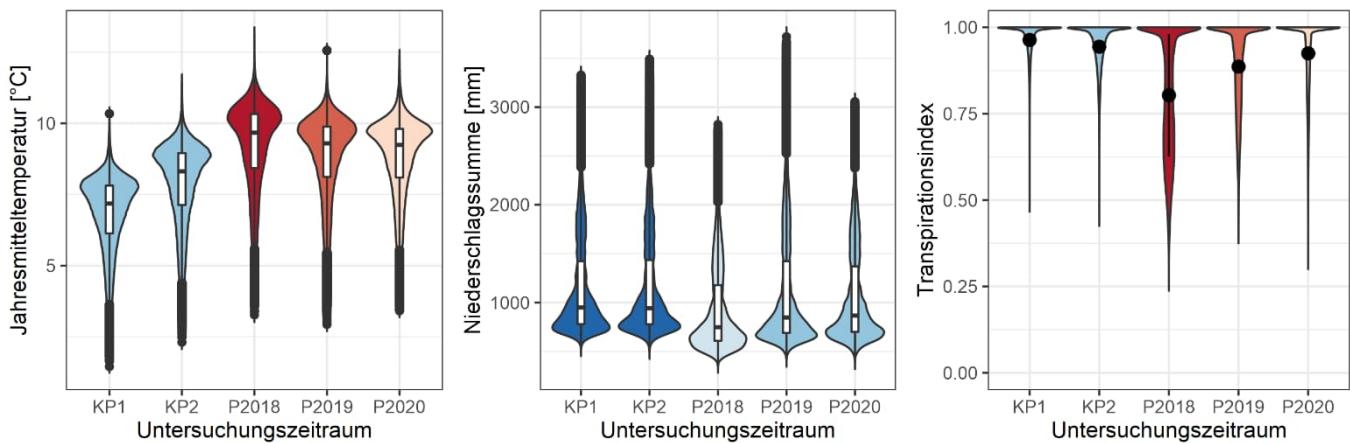


Abbildung 13.1: Werteverteilung für Jahresmitteltemperatur (links) und Jahresniederschlagssumme (Mitte) (Violindiagramm mit Boxplot-Überlagerung) und der berechneten Transpirationsindexes (T/T_p) (rechts) (Violindiagramm mit Mittelwert und Standardabweichung) während der Klimanormalperioden 1961-1990 (KP1), 1991-2020 (KP2) und der Trockenjahre 2018 (P2018), 2019 (P2019), 2020 (P2020).

Der verwendete Indikator für Wassermangel (Transpirationsindex T/T_p) zeigte eine entsprechende Reaktion im Transpirationsverhalten der Bäume für die unterschiedlichen Betrachtungszeiträume (Abbildung 13.1). Für die Klimanormalperiode von 1961-1990 ergab sich insgesamt die geringste Ausprägung von Trockenstress. Weniger als 5 % der Standorte wiesen einen durchschnittlichen Transpirationsindex von unter 0,85 auf. Dagegen lagen in der Klimaperiode von 1991-2020 fast 10 % und in den drei betrachteten Trockenjahren 20 % (2020), 32 % (2019) und 53 % (2018) der Standorte unter 0,85. Insbesondere das Jahr 2018 war geprägt von heißen und trockenen Wetterbedingungen. Ursache hierfür war der durch die hohen Temperaturen erhöhte Verdunstungsanspruch der Atmosphäre bei gleichzeitig unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen. Während die Waldstandorte Bayerns in der Klimanormalperiode 1961-1990 als Median 7,2°C Jahresmitteltemperatur und 950 mm Jahresniederschlagssumme aufwiesen, betrugen 2018 die entsprechenden Werte 9,7°C und 750 mm.

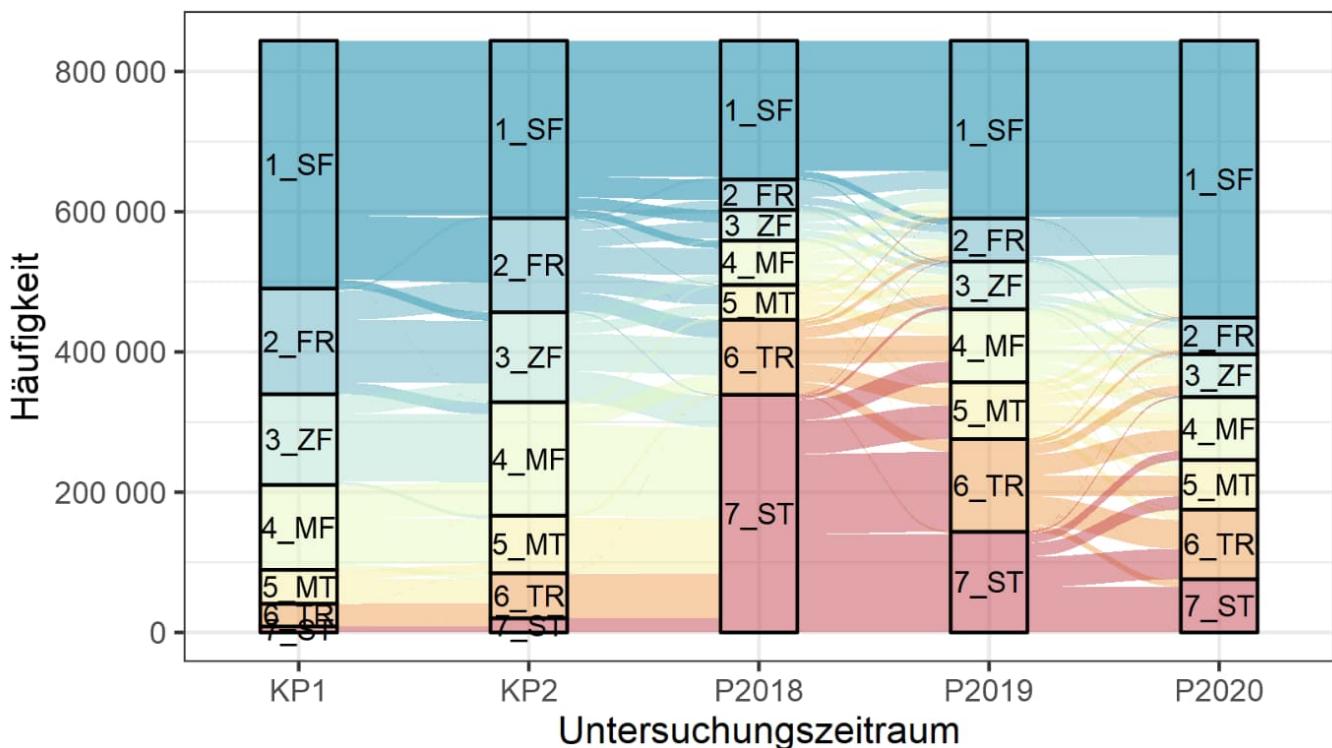


Abbildung 13.2: Alluvial-Diagramm zur Darstellung der Veränderung der Belegung von Wasserhaushaltklassen in den verschiedenen Untersuchungszeiträumen (KP1: Klimaperiode 1961-1990; KP2: 1991-2020; P2018: Jahr 2018; P2019: Jahr 2019; P2020: Jahr 2020). 1_SF: sehr frisch; 2_FR: frisch; 3_ZF: ziemlich frisch; 4_MF: mäßig frisch; 5_MT: mäßig trocken; 6_TR: trocken; 7_ST: sehr trocken.

Die besondere Situation im Jahr 2018 und die weitere Entwicklung in den Folgejahren lässt sich anschaulich mit Hilfe der Wasserhaushaltklassen visualisieren (Abbildung 13.2). Nach der in Tabelle 13.2 definierten Einteilung waren im Jahre 2018 mehr als die Hälfte der Standorte als „trocken“ oder überwiegend sogar als „sehr trocken“ einzustufen. Dies betraf auch Standorte, die im langjährigen Mittel der Jahre 1991-2020 als „frisch“ oder „ziemlich frisch“ klassifiziert wurden und dementsprechend generell eine gute Wasserversorgung aufwiesen. Auch wenn der Trockenstress als Standortsfaktor die klimatischen Bedingungen über einen längeren Zeitraum berücksichtigen sollte (möglichst eine Klimanormalperiode), belegt die Betrachtung des Jahres 2018, wie ausgeprägt Trockenstress in Extremjahren werden kann. Im Vergleich zu 2018 ergab sich für 2019 eine leichte Erholung auf vielen Standorten. Allerdings hatte sich auf einigen Standorten im Gegensatz zum allgemeinen Trend die Trockenstresssituation im Jahr 2019 gegenüber 2018 weiter verschärft. Auch 2020 lag der Anteil der trockenen Standorte („sehr trocken“, „trocken“ und „mäßig trocken“) deutlich über dem langjährigen Mittel der Vergleichsperioden. Im Gegensatz zu den beiden vorangegangenen Trockenjahren war aber auch der Anteil der „sehr frischen“ Standorte sehr hoch. Die Trockenheit im Jahr 2020 betraf demnach augenscheinlich nur Teile Bayerns.

Unter welchen standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen die jeweiligen Transpirationseinschränkungen auftreten, ließ sich durch die Ergebnisse der parametrisierten generalisierten additiven Modelle genauer beschreiben. Alle ausgewählten Parameter wiesen hochsignifikante Effekte hinsichtlich der Ausprägung des Trockenstresses in den drei Untersuchungsjahren auf (Tabelle 13.3).

Tabelle 13.3: Geschätzte Koeffizienten und statistische Kenngrößen der Modelle (vgl. Formel 13.1) zur Abschätzung des Transpirationsindex (T/T_p) für die Jahre 2018, 2019 und 2020. (Est. = geschätzter Parameterwert, SE = Standardfehler, edf = effektive Freiheitsgrade).

Trockenjahr	2018		2019		2020	
Parameterkoeffizienten:	Est.	SE	Est.	SE	Est.	SE
Intercept	0,8033	0,000051 ***	0,8859	0,000041 ***	0,9245	0,000043 ***
approximierte Signifikanz der glättenden Terme:	edf		edf		edf	
$f_1^{1D}(\text{EX})$	4,000 ***		3,999 ***		4,000 ***	
$f_2^{1D}(\text{HN})$	3,992 ***		3,992 ***		3,996 ***	
$f_1^{2D}(\text{nFK, SNI})$	28,990 ***		28,993 ***		28,994 ***	
$f_2^{2D}(\text{NI, TE})$	28,636 ***		28,909 ***		28,842 ***	
$R^2_{\text{adj.}}$	0,93		0,908		0,866	
n	843957		843957		843957	

EX: Exposition; HN: Hangneigung; nFK: nutzbare Feldkapazität; NI: Niederschlagssumme; TE: Jahresmitteltemperatur; n: Stichprobenumfang

Die nicht-linearen Effekte inklusive der Unsicherheiten (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) sind in Abbildung 13.3 dargestellt. In allen drei Trockenjahren zeigten sich besonders starke negative Effekte an Süd-exponierten Hängen mit Hangneigungen von etwas unter 30°. Trockenstress war auch auf Standorten mit einer geringen Wasserspeicherfähigkeit im Boden deutlich stärker ausgeprägt. Die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode ergibt sich auf grundwasserfernen Standorten aus der Summe der Sommerniederschläge und der nutzbaren Feldkapazität, sofern in der Nichtvegetationsperiode eine vollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers erfolgt ist. Bei sehr geringen Werten der nutzbaren Feldkapazität (< 50 mm) schneidet in Abbildung 13.4 (oben) die Nulllinie des partiellen Effektes auf den Transpirationsindex bei etwas über 600 mm Sommerniederschlag. Mit steigender nutzbarer Feldkapazität verliert der Sommerniederschlag zunehmend an Bedeutung. In den Jahren 2018 und 2019 schnitt die Nulllinie des partiellen Effekts die x-Achse bei 250 bis 300 mm nutzbarer Feldkapazität. Im Jahr 2020 verlief die Abnahme der Bedeutung des Sommerniederschlages mit steigender nFK dagegen wesentlich langsamer als in den beiden vorangegangenen Jahren. Es ist somit ersichtlich, dass aufgrund von Bodenwasserdefiziten insbesondere bei hohen nutzbaren Feldkapazitäten die Bedeutung der nFK für die Ausprägung des Trockenstresses deutlich nachgelassen hatte. Die Winterniederschläge im Jahr 2020 lagen an vielen Standorten deutlich niedriger als in den Jahren 2018 und 2019 (Abbildung 13.5). Entsprechend fielen die Bodenwasserdefizite in diesem Jahr wesentlich höher aus (Abbildung 13.6). Die Wechselwirkung von Temperatur und Niederschlag präsentierte sich in einer plausiblen Größenordnung im zweidimensionalen Effektplot mit zunehmendem Trockenstress bei abnehmendem Niederschlag und steigender Temperatur (Abbildung 13.4, unten). Der beschriebene Einfluss dieser beiden Klimaparameter zeigte sich in den drei Trockenjahren in einer sehr ähnlichen Effektstärke.

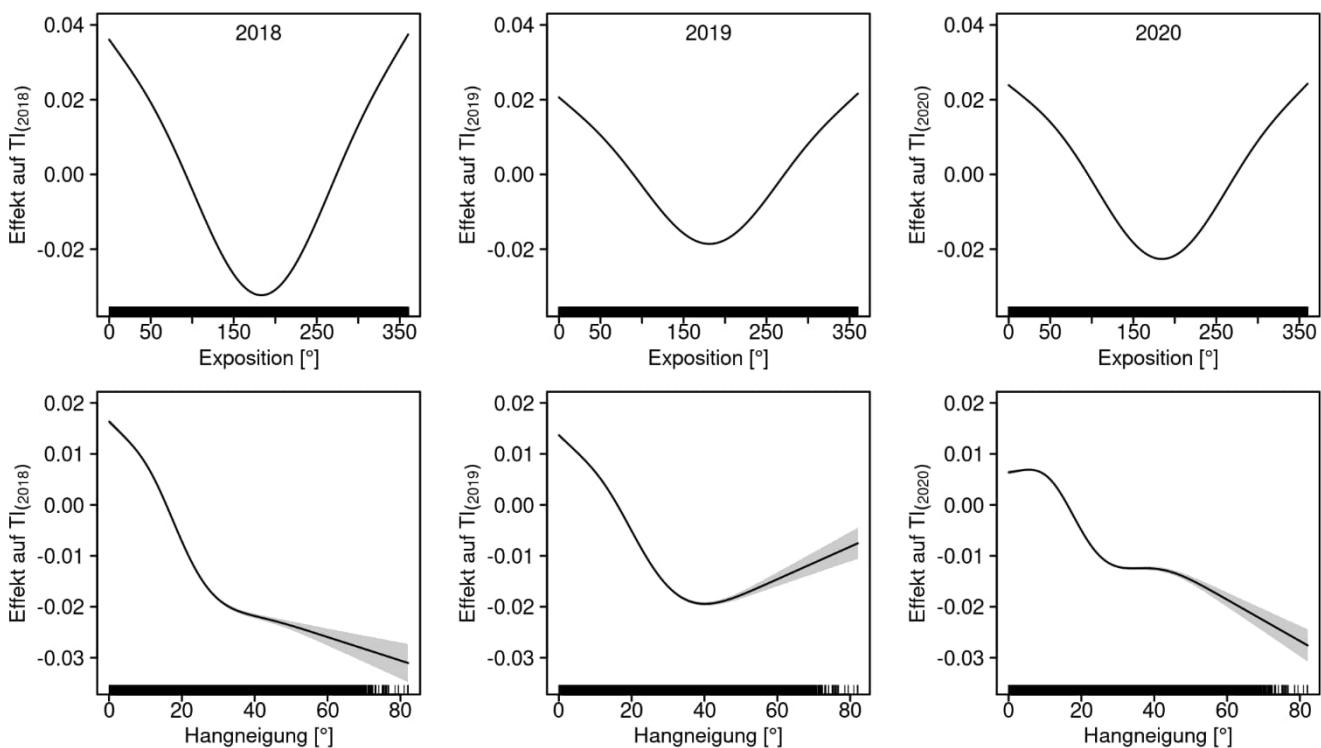


Abbildung 13.3: Effekte der Exposition (obere Reihe) und der Hangneigung (untere Reihe) auf den Transpirationsindex (TI) in den Trockenjahren 2018, 2019 und 2020.

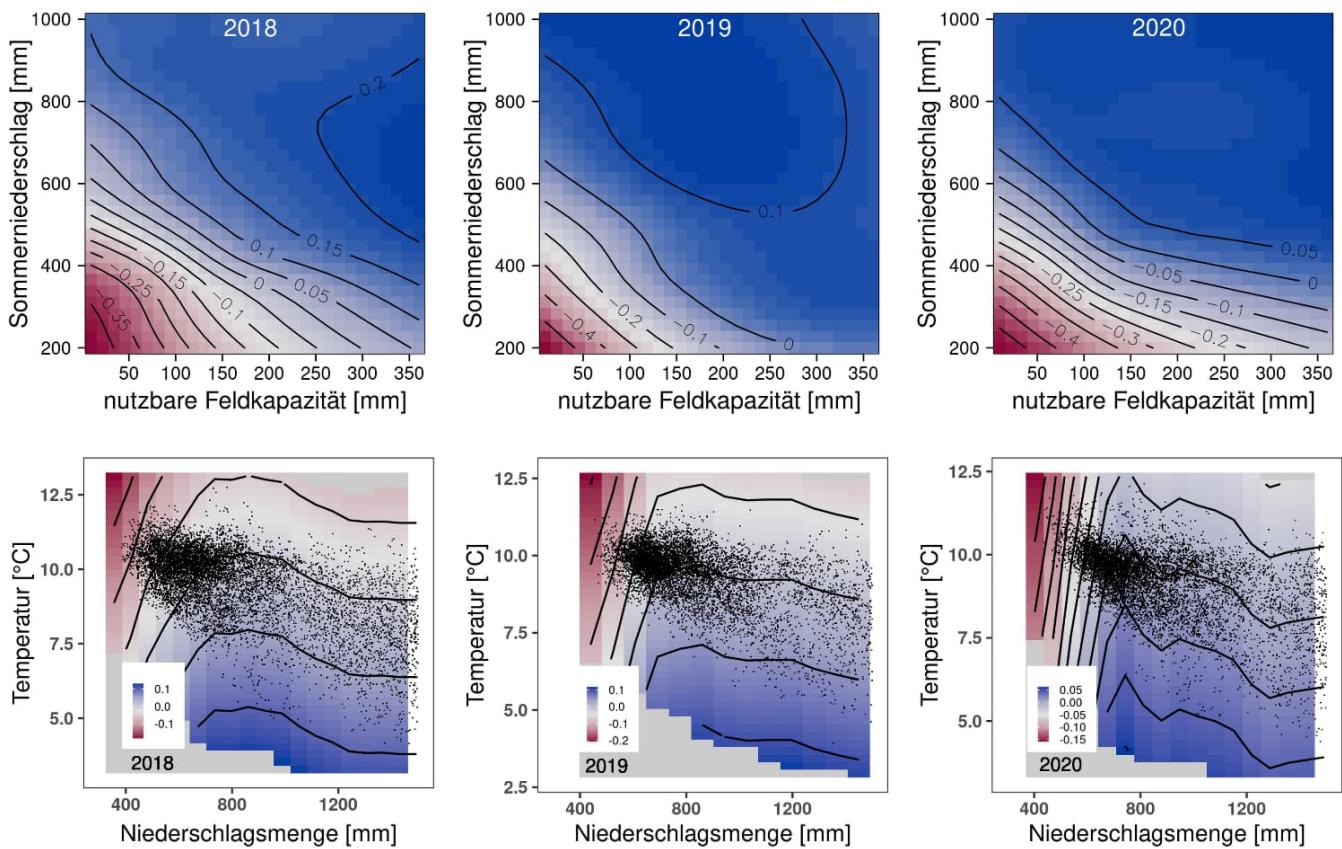


Abbildung 13.4: Lage der betrachteten Standorteinheiten (schwarze Punkte) und partielle Effekte der nutzbaren Feldkapazität (hier wurden aufgrund der Lesbarkeit die schwarzen Punkte nicht eingezeichnet) und der Sommerniederschlagssumme (Mai-Oktober) (obere Reihe) und partielle Effekte der Jahresmitteltemperatur und der Jahresniederschlagssumme (untere Reihe) auf den Transpirationsindex (T/T_p) in den Jahren 2018, 2019 und 2020. Um den trockenen Bereich besser ergründen zu können, wurden Jahresniederschlagssummen > 1500 mm und Sommerniederschläge > 1000 mm nicht dargestellt.

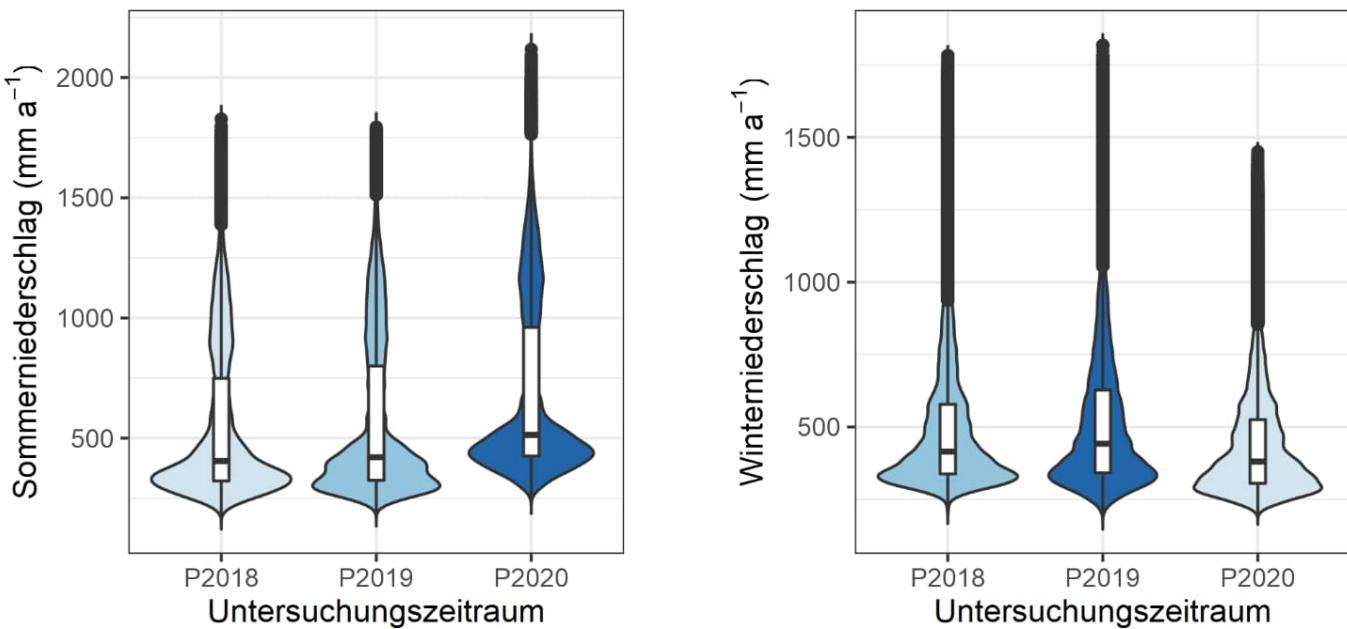


Abbildung 13.5: Werteverteilung für die Sommerniederschlagssumme (Mai-Oktober) (links) und die Winterniederschlagssumme (November bis April) (rechts) (Violindiagramm mit Boxplot-Überlagerung) während der Trockenjahre 2018 (P2018), 2019 (P2019), 2020 (P2020). Die Farbintensität beschreibt das relative Niveau der Mediane innerhalb der Variablen (Sommer- und Winterniederschlag).

Bei der Gegenüberstellung des Transpirationsindex und des Bodenwasserdefizits im April konnte zunächst keine offensichtliche Abhängigkeit beobachtet werden (Abbildung 13.6). Die Auswertung erfolgte nicht flächig für Bayern, sondern nur für die Traktecken der bayerischen BWI-Trakte (primäre Stichprobeneinheit). Ihre hohe Repräsentativität zeigte sich aber darin, dass die Modellgüte gemäß dem adjustierten Bestimmtheitsmaß trotz deutlich geringerer Anzahl modellierter Punkte ähnlich hoch war wie im Modell für die gesamte bayerische Waldfäche. Selbst ohne Berücksichtigung des Bodenwasserdefizits erreichte das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2_{adj}) im generalisierten additiven Modell nach Formel 13.1 Werte von 0,918 für 2018, 0,733 für 2019 und 0,869 für 2020. Generell ergaben sich für Jahre mit starker Transpirationseinschränkung die höchsten Werte für R^2_{adj} .

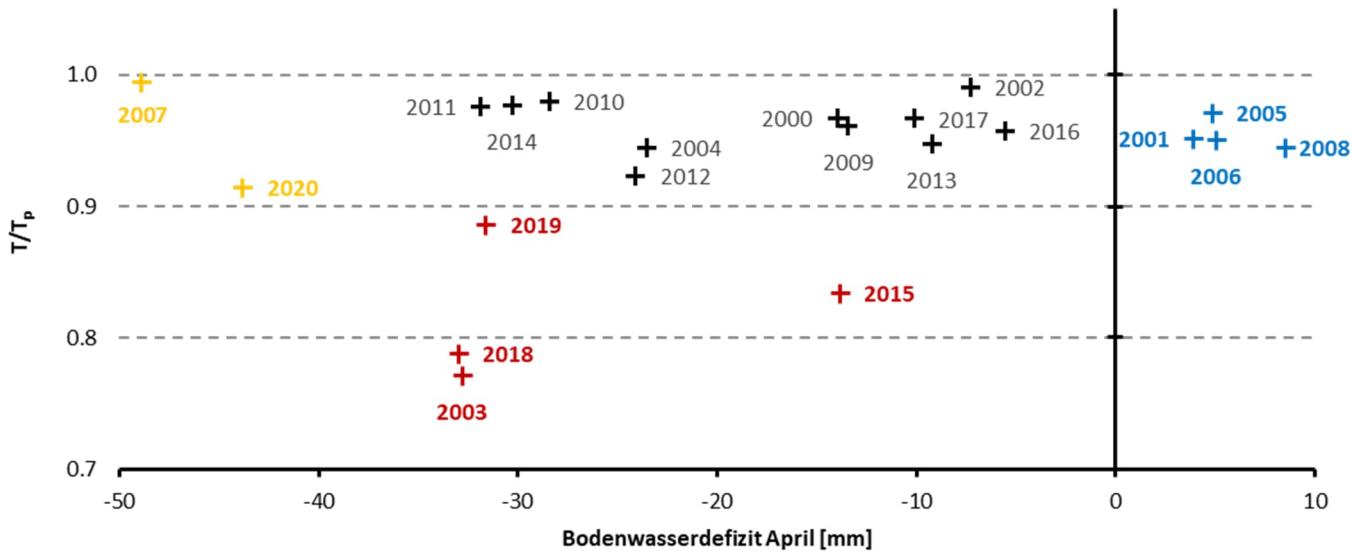


Abbildung 13.6: Gegenüberstellung des mittleren Transpirationsindex T/T_p und des mittleren Bodenwasserdefizits im April (Mineralboden bis 1 m; negative Werte bedeuten trockenere Verhältnisse) für die Traktecken der bayerischen BWI-Trakte (weitere Erläuterungen im Text).

In Abbildung 13.6 wurden die Jahre 2000 bis 2020 grob in vier Gruppen eingeteilt: trockene Jahre mit geringer bis mittlerer Bodenaustrocknung im April (rot), Jahre mit deutlichem Bodenwasserdefizit im April aber nur geringer Transpirationseinschränkung (orange), viele Jahre mit geringer Transpirationseinschränkung und geringer bis mittlerer Bodenaustrocknung im April (schwarz) sowie einige Jahre, die auf Grund der hohen Aprilniederschläge im

Mittel Bodenwassergehalte oberhalb der Feldkapazität aufwiesen (blau). Jahre mit besonders deutlicher Transpirationseinschränkung waren 2003 und 2018 aber auch 2015 und 2019. Keines dieser Jahre zeigte ein besonders starkes Bodenwasserdefizit, vor allem, weil außer für 2019 die jeweiligen Vorjahre gut wasserversorgt waren. So war der geringe Bodenwasservorrat im April der extremen Trockenjahre 2003 und 2018 Folge der bereits im Frühjahr warm-trockenen Verhältnisse und der damit einhergehenden deutlichen Transpiration der Nadelbäume im modellierten Fichten-Buchen-Mischbestand. Im Jahr 2015 waren die Bodenwasserspeicher gemessen an den Jahren mit geringer Transpirationseinschränkung gut gefüllt und auch 2019 zeigte trotz des sehr trockenen Vorjahres im Mittel nur ein moderates Bodenwasserdefizit und von allen vier Jahren die geringste Transpirationseinschränkung. Insgesamt galt für diese Jahre deshalb, dass der sommerliche Wassermangel mit vielerorts starker Transpirationseinschränkung (geringes T/T_p) in der Regel Folge der hohen Temperaturen und niedrigen Niederschläge in der Vegetationszeit und nicht einer unzureichenden Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter war. Die beiden Jahre mit dem am stärksten ausgeprägten Bodenwasserdefizit waren 2017 und 2020. Während 2017 keine deutliche Transpirationseinschränkung erkennen ließ, war 2020 unter den gezeigten Jahren immerhin das fünfttrockenste und lag mit einem mittleren Transpirationsindex von 0,91 nur wenig hinter 2019 (0,89). Eine unzureichende Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter als zusätzlicher Faktor für Wasserstress im Sommer konnte hier am ehesten vermutet werden.

Im generalisierten additiven Modell nach Formel 13.2 ergab die Berücksichtigung des Bodenwasserdefizits für alle berechneten Jahre (2000 bis 2020) höchst signifikante Effekte. Für 2018 erhöhte sich R^2_{adj} um 1,3 % auf 0,931, für 2019 um 0,8 % auf 0,741 (2019) und für 2020 um 2,5 % auf 0,892. Im Mittel der Jahre 2000 bis 2020 lag der relative Effekt auf R^2_{adj} bei 1,1 %. Der deutlichste zusätzliche Effekt des Bodenwasserdefizits war nach 2014 für das Jahr 2020 zu beobachten, während der Transpirationsindex für 2019 trotz des trockenen Vorjahrs nur mäßig vom Bodenwasserdefizit im April beeinflusst wurde.

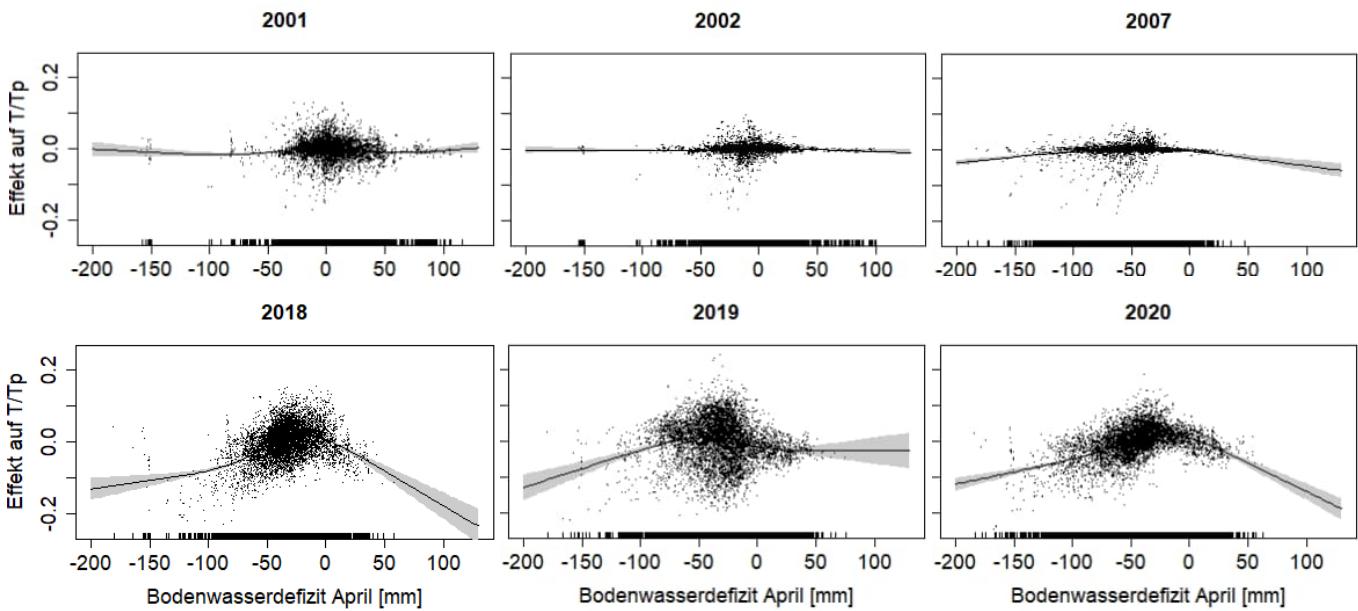


Abbildung 13.7: Effekt des Bodenwasserdefizits im April (negative Werte bedeuten trockenere Verhältnisse) auf den Transpirationsindex T/T_p für die Traktecken der bayerischen BWI-Trakte im generalisierten additiven Modell (Formel 13.2). Obere Reihe: Beispieljahre mit geringer Transpirationseinschränkung; untere Reihe: die Trockenjahre 2018 bis 2020.

Bei der Betrachtung des Effekts im statistischen Modell für einzelne Jahre (Abbildung 13.7), wird deutlich, dass eine Transpirationseinschränkung nur dann als Folge einer unzureichenden Auffüllung des Bodenwasserspeichers vor Beginn der Vegetationsperiode interpretiert werden konnte, wenn mehrere Kriterien erfüllt waren: Ein Großteil der Standorte mussten deutliche Transpirationseinschränkung zeigen und vor Vegetationsbeginn Wassermangel im Boden (negative Werte für das Bodenwasserdefizit) aufweisen. Für die feuchten Jahre 2001 und 2002 war dies zum Beispiel klar nicht der Fall. 2007 war der Boden im April zwar sehr trocken, durch ausreichende Sommerniederschläge kam es aber nur an wenigen Standorten zu Wasserstress in der Vegetationsperiode. Für die Trockenjahre 2018 bis 2020 waren beide Kriterien erfüllt. Allerdings war nur für das Jahr 2020 ein linearer Zusammenhang zwischen negativeren Werten für das Bodenwasserdefizit und dem Transpirationsindex klar erkennbar, während 2018

und besonders 2019 eher durch eine hohe Streuung in den EffektpLOTS auffielen. Das Jahr 2020 konnte damit zumindest für Bayern als erstes Jahr in der jüngeren Vergangenheit identifiziert werden, für das trockene Verhältnisse im Vorjahr und eine unzureichende Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter den Wasserstress im Sommer auf vielen Standorten verstärkte. Dieser Effekt ist sicher regional unterschiedlich ausgeprägt und kann in anderen Teilen Deutschlands bereits häufiger und in anderen Jahren (z.B. in 2019) aufgetreten sein. Vor dem Hintergrund der aktuellen Klimaänderung muss auch davon ausgegangen werden, dass Verhältnisse wie die hier in Bayern für 2020 belegten in Zukunft häufiger und deutlicher auftreten werden.

13.4 Diskussion

Der Sommer 2018 war in vielen Regionen Europas außergewöhnlich heiß und trocken (Philip et al., 2020; Salomón et al., 2022). Klimaanalysen über einen historischen Zeitraum zeigen, dass es in Deutschland seit Beginn der Messungen im Jahr 1881 im Zeitraum von März bis November noch nie so trocken war, wie im Jahr 2018 (Zscheischler & Fischer, 2020). Neben den geringen Niederschlagsmengen ist insbesondere die Anomalie der Lufttemperatur hervorzuheben. Entscheidend ist hierbei, dass das Sättigungsdefizit der Luft exponentiell zur Temperaturerhöhung während der Trockenperioden zunimmt (Allen et al., 2015). Auch wenn in der hier präsentierten Arbeit strenggenommen Einzelereignisse (die Trockenjahre 2018, 2019 und 2020) mit den durchschnittlichen Bedingungen von Klimanormalperioden (1961-1990 und 1991-2020) verglichen wurden, zeigte sich dennoch die außergewöhnliche Intensität der Trockenheit im Jahr 2018 aber auch in den Folgejahren. Die beschriebenen Zusammenhänge stehen dabei in Einklang mit anderen Studien, die auf die Bedeutung des Klimawandels für die Ereigniswahrscheinlichkeit mehrjähriger Trockenphasen hinweisen (van der Wiel et al., 2022; Hari et al., 2020). Wie zu erwarten, erwiesen sich südexponierte Hanglagen mit für die Sonneneinstrahlung optimalen Neigungswinkeln von etwas unter 30° als besonders trockenheitsanfällig. Hangneigung und Exposition werden in LWF-Brook90 für die Strahlungsberechnung verwendet und steuern die Verdunstung am Standort. Entsprechend weisen südseitige Hanglagen zwangsläufig höhere Verdunstungsraten und einen entsprechend höheren Wasserbedarf auf. Auch Cartwright et al. (2020) betonen die große Bedeutung der Topographie für die Dürreempfindlichkeit von Wäldern. Neben den Geländeverhältnissen kommt auch den Bodenverhältnissen eine entscheidende Rolle zu. Standorte mit einer hohen Wasserspeicherkapazität sind durch eine deutlich geringere Dürreempfindlichkeit und ein geringes Mortalitätsrisiko gekennzeichnet (Cartwright et al., 2020; Peterman et al., 2012; Thiele et al., 2017). Bei den in dieser Studie untersuchten Effekten zeigte sich in allen drei Jahren, dass oberhalb einer nutzbaren Feldkapazität bis 1 m Mineralbodentiefe von 250 mm die Trockenheitsempfindlichkeit eines Standortes kaum mehr vom Boden beeinflusst wird. Nach Mette et al. (2016) weisen solche Standorte selbst bei Niederschlägen von unter 300 mm in der Vegetationszeit ein äußerst geringes Trockenstressrisiko auf. Das besondere an der vorliegenden Auswertung ist jedoch, dass das Trockenjahr 2018 erst der Anfang einer länger andauernden forsthydrologischen Trockenperiode der Jahre 2018-2020 war. In einigen Regionen Europas zeigt sich erst nach 2018 eine besonders intensive Ausprägung des Trockenstresses. Ein möglicher Grund ist eine unzureichende Füllung des Bodenwasserspeichers zu Beginn der Vegetationszeit 2019. Allerdings hat ein entsprechender Effekt in den vorliegenden Auswertungen für Bayern keine bedeutsame Rolle gespielt. Die Winterniederschläge scheinen ausgereicht zu haben, um in den drei Trockenjahren die Auffüllung der Bodenwasservorräte zu Beginn der Vegetationszeit zu gewährleisten. Dies erscheint plausibel, da bedeutsame Bodenaustrocknungen in Mitteleuropa überwiegend in Regionen wie Ostdeutschland, Tschechien und Polen auftraten (Böergens et al., 2020). Trotz insgesamt geringerem klimatischen Trockenstress im Jahr 2019, blieben dort die Bodenwasserdefizite hoch (Blauhut et al., 2021). In Untersuchungsgebiet zeigen sich stärkere Defizite der Bodenwasserspeicher zu Beginn der Vegetationsperiode nur im Frühjahr des Jahres 2020, da die Winterniederschläge in diesem Jahr geringer ausgefallen sind. Entsprechend gibt es Standorte, bei denen im Winter die Bodenwasservorräte nicht vollständig aufgefüllt werden konnten. Neben den relativ konstanten Standortseffekten, wie Hangneigung und Exposition zeigte die nutzbare Feldkapazität im Jahr 2020 einen veränderten Einfluss auf die partielle Effektstärke des Trockenstresses. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass die in diesem Jahr geringeren Winterniederschläge offensichtlich nicht ausgereicht haben, um die Bodenwasserdefizite des vorangegangenen Sommers wieder auszugleichen.

Die extremen Abweichungen in der Wasserversorgung - insbesondere im Trockenjahr 2018 – verdeutlichen, dass waldbauliche Planungen, die auf langjährigen Mittelwerten basieren, das Trockenstressrisiko in Extremjahren nur teilweise abbilden können. Die Auswertungen haben gezeigt, dass sogar „frische“ Standorte unter den extremen klimatischen Bedingungen im Trockenjahr 2018 eigentlich als „trocken“ anzusprechen wären. Dies ist auch vor dem Hintergrund bedeutsam, dass starke Schäden an Bäumen direkt mit hohen Trockenheitsniveaus verbunden sind

(Walthert et al., 2021) und Hitzewellen einen überproportional starken und unter Umständen irreparablen Einfluss auf Waldökosysteme haben (Allen et al., 2010; Schlyter et al., 2006; Salomón et al., 2022). Die von Adams et al. (2009) zusammengestellten Studien deuten ebenfalls darauf hin, dass das Mortalitätsrisiko aufgrund der prognostizierten künftigen Erwärmung und Trockenheit zunehmen wird, selbst in Regionen, die bisher nicht als wasserarm gelten.

13.5 Zusammenfassung und Ausblick

Die Wasserversorgung im Wald wird stark durch Klimaveränderungen beeinflusst. In dieser Studie haben wir die jüngsten Trockenjahre (2018-2020) aus einer langfristigen Perspektive der Klimanormalperioden verglichen und dabei lokale Besonderheiten wie Bodenwasserspeicherkapazität und Topographie berücksichtigt. Unsere Trockenstressanalyse basiert auf dem Transpirationsindex, der als Indikator für Wassermangel durch die Einbeziehung der Bodenwasservorräte sowohl die gegenwärtigen hydro-meteorologischen Bedingungen als auch eine nicht vollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers nach Trockenjahren berücksichtigt. Das eingesetzte Verfahren kann auch auf Klimaprojektionen angewendet werden, um die Wahrscheinlichkeiten entsprechender Ereignisse in der Zukunft für unterschiedliche Klimaszenarien zu ermitteln. Ein entsprechendes Instrumentarium erlaubt so einen vorsichtigen Blick in die Zukunft und eine verbesserte Risikovorsorge. Anhand der drei aufeinanderfolgenden Trockenjahre wurde verdeutlicht, dass die Wasserverfügbarkeit der Wälder nicht immer mit den langjährigen mittleren Bedingungen des Geländewasserhaushaltes ausreichend bewertet werden kann. Die Simulationsergebnisse zeigen, dass schon unter den aktuellen klimatischen Bedingungen in extremen Trockenjahren mehrere Wasserhaushaltssklassen übersprungen werden können. Für Bayern konnte das Jahr 2020 als erstes Jahr in der jüngeren Vergangenheit identifiziert werden, für das trockene Verhältnisse im Vorjahr und eine unzureichende Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter den Wasserstress im Sommer auf vielen Standorten verstärkte. Dieser Effekt ist sicher regional unterschiedlich ausgeprägt und kann in anderen Teilen Deutschlands bereits in den vorangegangenen Jahren aufgetreten sein. Vor dem Hintergrund der aktuellen Klimaänderung muss auch davon ausgegangen werden, dass Verhältnisse, wie die hier in Bayern für 2020 belegten, in Zukunft häufiger und deutlicher auftreten werden, da die Wahrscheinlichkeit für eine Häufung von aufeinanderfolgenden Trockenjahren durch die höheren Temperaturen und die Zunahme von niederschlagsarmen Perioden im Zuge des Klimawandels ansteigen wird. Aktuelle Studien (z.B. Buras et al., 2020) zeigen, dass durch das Erreichen der CO₂-Emissionsziele für niedrige und mittlere Szenarien (RCP 2.6 und RCP 4.5) sich nicht nur die absoluten Temperaturen, sondern auch das künftige Risiko für das Auftreten künftiger aufeinanderfolgender Trockenjahre verringern lässt. Entsprechend besteht eine zusätzliche Notwendigkeit, weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung zu ergreifen.

13.6 Literatur

- Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, G.A., Villegas, J.C., Breshears, D.D., Zou, C.B., Troch, P.A. & Huxman, T.E. (2009). Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *PANS*, 106, 7063-7066.
- Ahrends, B., Heitkamp, F., Buresch, M., Evers, J., Hentschel, S., Bialozyt, R. & Meesenburg, H. (2023). 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.*, 192, 193-218.
- Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, J., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A. & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals merging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259, 660-684.
- Allen, C.D., Breshears, D.D. & McDowell, N.G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6, art129.
- Blauthut, V., Stoelzle, M., Ahopelto, L., Brunner, M.I., Teutschbein, C., Wendt, D.E., Akstinas, V., Bakke, S.J., Barker, L.J., Bartošová, L., Briede, A., Cammalleri, C., Kalin, K.C., De Stefano, L., Fendeková, M., Finger, D.C., Huysmans, M., Ivanov, M., Jaagus, J., Jakubínský, J., Krakovska, S., Laaha, G., Lakatos, M., Manevski, K., Neumann Andersen, M., Nikolova, N., Osuch, M., van Oel, P., Radeva, K., Romanowicz, R.J., Toth, E., Trnka, M., Urošev, M., Urquijo Reguera, J., Sauquet, E., Stevkov, A., Tallaksen, L.M., Trofimova, I., Van Loon, A.F., van Vliet, M.T.H., Vidal, J.P., Wanders, N., Werner, M., Willems, P. & Živković, N. (2022). Lessons from the 2018–2019 European droughts: a collective need for unifying drought risk management. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 22, 2201-2217.
- BMEL. (2016). Der Wald in Deutschland – Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin, 2. korrigierte Auflage, 56 S.
- Boergens, E., Güntner, A., Dobslaw, H. & Dahle, C. (2020). Quantifying the Central European Droughts in 2018 and 2019 With GRACE Follow-On. *Geophysical Research Letters*, 47, e2020GL087285.

- Breshears, D.D., Cobb, N.S., Rich, P.M., Price, K.P., Allen, C.D., Balice, R.G., Romme, W.H., Kastens, J.H., Floyd, M.L., Belnap, J., Anderson, J.J., Myers, O.B. & Meyer, C.W. (2005). Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. *PNAS*, 102, 15144-15148.
- Brunson, J. C., (2020). ggalluvial: Layered Grammar for Alluvial Plots. *Journal of Open Source Software*, 5(49), S. 2017, <https://doi.org/10.21105/joss.02017>
- Buras, A., Rammig, A. & Zang, C.S. (2020). Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17, 1655-1672.
- Cartwright, J.M., Littlefield, C.E., Michalak, J.L., Lawler, J.J. & Dobrowski, S.Z. (2020). Topographic, soil, and climate drivers of drought sensitivity in forests and shrublands of the Pacific Northwest, USA. *Scientific Reports*, 10, 18486.
- Federer, C.A., Vörösmarty, C. & Fekete, B. (2003). Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *J. Hydrometeorol.*, 4, 1276-1290.
- Gauer, J., Feger, K.H. & Schwärzel, K. (2011). Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und künftige Anforderungen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 7-16.
- Grillakis, M.G. (2019). Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. *Science of the Total Environment*, 660, 1245-1255.
- Habel, R., Ahrends, B., Falk, W., Weis, W., Fleck, S., Puhlmann, H., Stelzer, A.-S. & Nowack, R. (2023) Indikatorenvergleich für Trockenstress im Wald. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 79-93.
- Hammel, K. & Kennel, M. (2001), Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 185, 117 S.
- Hari, V., Rakovec, O., Markonis, Y., Hanel, M. & Kumar, R. (2020). Increased future occurrences of the exceptional 2018–2019 Central European drought under global warming. *Scientific Reports*, 10, 12207.
- Hastie, T.J. & Tibshirani, R.J. (1990) *Generalized Additive Models*. Chapman & Hall, London.
- Heitkamp, F., Ahrends, B., Evers, J. & Meesenburg, H. (2021). Spatial 3D mapping of forest soil carbon stocks in Hesse, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, <https://doi.org/10.1002/jpln.202100138>.
- Maitah, M., Toth, D., Malec, K., Appiah-Kubi, S.N.K., Maitah, K., Paříka, D., Prus, P., Janků, J. & Romanowski, R. (2022). The Impacts of Calamity Logging on the Sustainable Development of Spruce Fuel Biomass Prices and Spruce Pulp Prices in the Czech Republic. *Forests*, 13, 97.
- McDowell, N., Pockman, W.T., Allen, C.D., Breshears, D.D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D.G. & Yepez, E. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytol.*, 178, 719-739.
- Mette, T., Osenstetter, S., Brandl, S., Falk, W. & Kölling, C. (2016). Klassifikation oder Kontinuum: Wasserhaushalt in der traditionellen Standortskartierung und neuartigen physiographischen Standortsinformationssystemen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 55-68.
- Overbeck, M., Schmidt, M., Fischer, C., Evers, J., Schultze, A., Hövelmann, T. & Spellmann, H. (2011). Ein statistisches Modell zur Regionalisierung der nutzbaren Feldkapazität von Waldstandorten in Niedersachsen. *Forstarchiv*, 82, 92-100.
- Overpeck, J. & Udall, B. (2010). Climate change. Dry times ahead. *Science*, 328, 1642-1643.
- Pasho, E., Camarero, J.J., de Luis, M. & Vicente-Serrano, S.M. (2011). Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north-eastern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 1800-1811.
- Peterman, W., Waring, R.H., Seager, T. & Pollock, W.L. (2013). Soil properties affect pinyon pine – juniper response to drought. *Ecohydrology*, 6, 455-463.
- Philip S, Kew S, Van der Wiel K, Wanders N, Van Oldenborgh G (2020). Regional differentiation in climate change induced drought trends in the Netherlands. *Environ. Res. Lett.* 15(9):094,081. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab97ca>
- Puhlmann, H., Schmidt-Walter, P., Hartmann, P., Meesenburg, H. & von Wilpert, K. (2019). Soil Water Budget and Drought Stress. Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring (eds N. Wellbrock & A. Bolte), *Ecol. Studies* 237, 55-91. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0_3.
- Rakovec, O., Samaniego, L., Hari, V., Markonis, Y., Moravec, V., Thober, S., Hanel, M. & Kumar, R. (2022). The 2018–2020 Multi-Year Drought Sets a New Benchmark in Europe. *Earth's Future*, 10, e2021EF002394.
- Salomón, R.L., Peters, R.L., Zweifel, R., Sass-Klaassen, U.G.W., Stegehuis, A.I., Smiljanic, M., Poyatos, R., Babst, F., Cienciala, E., Fonti, P., Lerink, B.J.W., Lindner, M., Martínez-Vilalta, J., Mencuccini, M., Nabuurs, G.-J., van der Maaten, E., von Arx, G., Bär, A., Akhmetzyanov, L., Balanzategui, D., Bellan, M., Bendix, J., Berveiller, D., Blaženec, M., Čada, V., Carraro, V., Cecchini, S., Chan, T., Conedera, M., Delpierre, N., Delzon, S., Ditmarová, L., Dolezal, J., Dufrêne, E., Edvardsson, J., Ehekircher, S., Forner, A., Frouz, J., Ganthalter, A., Gryc, V., Güney, A., Heinrich, I., Hentschel, R., Janda, P., Ježík, M., Kahle, H.-P., Knüsel, S., Krejza, J., Kuberski, Ł., Kučera, J., Lebourgeois, F., Mikoláš, M., Matula, R., Mayr, S., Oberhuber, W., Obojes, N., Osborne, B., Paljakka, T., Plichta, R., Rabbel, I., Rathgeber, C.B.K., Salmon, Y., Saunders, M., Scharnweber, T., Sitková, Z., Stangler, D.F., Stereńczak, K., Stojanović, M., Střelcová, K., Světlík, J., Svoboda, M., Tobin, B., Trotsiuk, V., Urban, J., Valladares, F., Vavrčík, H., Vejpustková, M., Walthert, L., Wilmking, M., Zin, E., Zou, J. & Steppe, K. (2022) The 2018 European heatwave led to stem dehydration but not to consistent growth reductions in forests. *Nature communications*, 13, 28.
- Samaniego, L., Kumar, R. & Zink, M. (2013). Implications of Parameter Uncertainty on Soil Moisture Drought Analysis in Germany. *J. Hydrometeorol.*, 40, 47-68.
- Samaniego, L., Thober, S., Kumar, R., Wanders, N., Rakovec, O., Pan, M., Zink, M., Sheffield, J., Wood, E.F. & Marx, A. (2018). Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8, 421-426.

- Schlyter, P., Stjernquist, I., Bärring, L., Jönsson, A.M. & Nilsson, C. (2006). Assessment of the impacts of climate change and weather extremes on boreal forests in northern Europe, focusing on Norway spruce. *Climate Res.*, 31, 75-84.
- Scharnweber, T., Smiljanic, M., Cruz-García, R., Manthey, M. & Wilmking, M. (2020). Tree growth at the end of the 21st century - the extreme years 2018/19 as template for future growth conditions. *Environmental Research Letters*, 15, 074022.
- Seneviratne, S.I., Corti, T., Davin, E.L., Hirschi, M., Jaeger, E.B., Lehner, I., Orlowsky, B. & Teuling, A.J. (2010). Investigating soil moisture–climate interactions in a changing climate: A review. *Earth-Science Reviews*, 99, 125-161.
- Speich, M.J.R. (2019). Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest*, 12, 1-16.
- Thiele, J.C., Nuske, R., Ahrends, B., Panferov, O., Albert, M., Staupendahl, K., Junghans, U., Jansen, M. & Saborowski, J. (2017). Climate change impact assessment—A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecol. Model.*, 346, 30-47.
- Toth, D., Maitah, M., Maitah, K. & Jarolínová, V. (2020). The Impacts of Calamity Logging on the Development of Spruce Wood Prices in Czech Forestry. *Forests*, 11, 283.
- Tredennick, A.T., Hooker, G., Ellner, S.P. & Adler, P.B. (2021). A practical guide to selecting models for exploration, inference, and prediction in ecology. *Ecology*, 102, e03336.
- Van der Wiel, K., Batelaan, T.J. & Wanders, N. (2022). Large increases of multi-year droughts in north-western Europe in a warmer climate. *Climate Dynamics*, <https://doi.org/10.1007/s00382-00022-06373-00383>.
- Von Arnim, G., Möhring, B. & Paul, C. (2021). Constrained liquidity during forest calamities: an explorative study for adaptation in private forest enterprises in Germany. *Austrian J. of Forest Science*, 138, 395-412.
- Walthert, L., Ganthaler, A., Mayr, S., Saurer, M., Waldner, P., Walser, M., Zweifel, R. & von Arx, G. (2021). From the comfort zone to crown dieback: Sequence of physiological stress thresholds in mature European beech trees across progressive drought. *Science of the Total Environment*, 753, 141792.
- Weed, A.S., Ayres, M.P. & Hicke, J.A. (2013). Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests. *Ecological Monographs*, 83, 441-470.
- Weis, W., Ahrends, B., Fleck, S., Habel, R., & Wellpott, A. (2023). Modellparameter zur Abbildung des Standortswasserhaushalts mit LWF-Brook90. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 22-52.
- Weis, W., Wellpott, A., & Falk, W. (2023). Neubeurteilung des Wasserhaushalts in der bayerischen Standortskartierung. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 94-111.
- Wellpott, A., Weis, W., & Falk, W. (2023). Bayernweite Wasserhaushaltsbewertung im Standortinformationssystem BaSIS. *Forstliche Forschungsberichte München*, 224, 112-121.
- Wickham, H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York, 2016.
- Ziche, D., Riek, W., Russ, A., Hentschel, R. & Martin, J. (2021). Water Budgets of Managed Forests in Northeast Germany under Climate Change—Results from a Model Study on Forest Monitoring Sites. *Applied Sciences*, 11, 2403.
- Zscheischler, J. & Fischer, E.M. (2020). The record-breaking compound hot and dry 2018 growing season in Germany. *Weather and Climate Extremes*, 29, 100270.