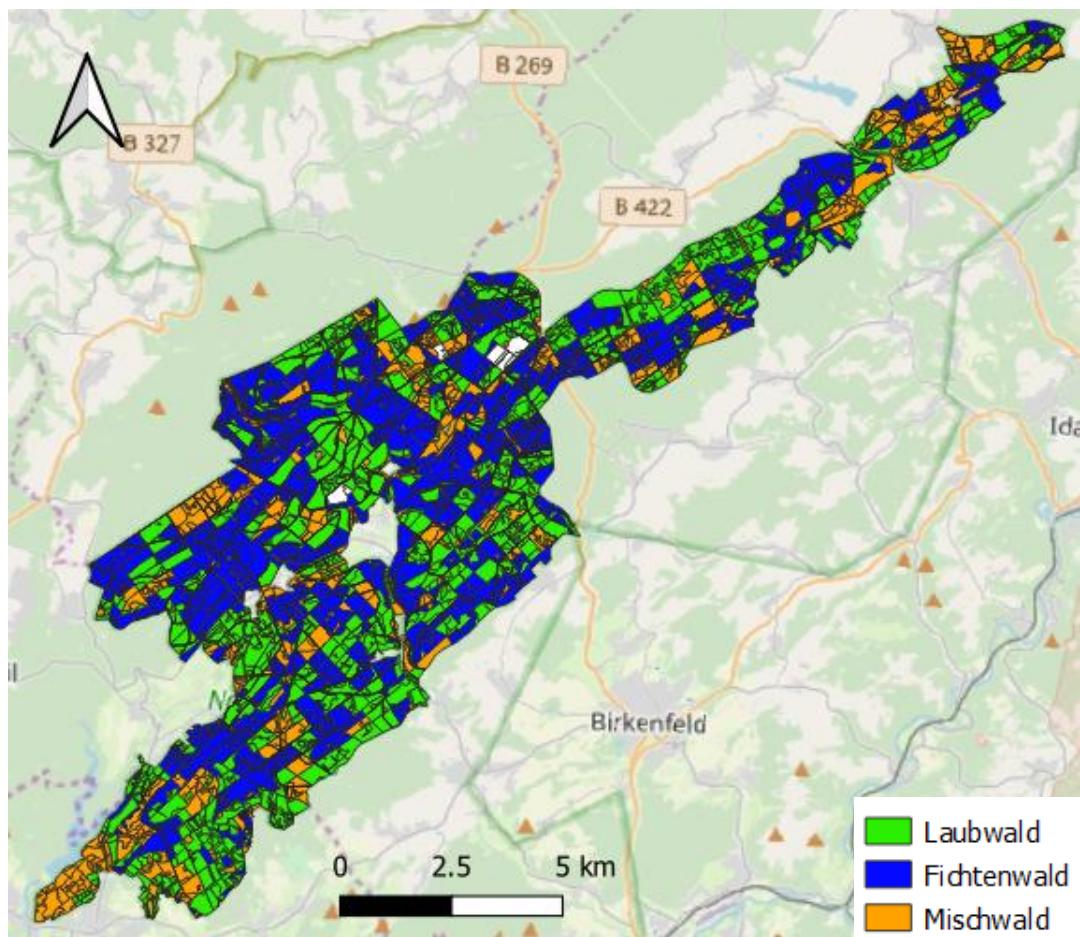


Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Jasmin Steininger

Modellierung der Bodenwasserverfügbarkeit für Fichtenbestände im Nationalpark Hunsrück-Hochwald



Masterarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Markus Weiler

Freiburg im Breisgau, Februar 2020

Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

Jasmin Steininger

Modellierung der Bodenwasserverfügbarkeit für Fichtenbestände im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Referent: Prof. Dr. Markus Weiler

Koreferent: Prof. Dr. Ulrich Kohnle

Masterarbeit unter Leitung von Prof. Dr. Markus Weiler

Freiburg im Breisgau, Februar 2020

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Danken, die mir in den letzten Monaten zur Seite standen und mich bei der Anfertigung der Arbeit so wundervoll unterstützt haben.

Prof. Dr. Markus Weiler möchte ich für die schnelle und unkomplizierte Übernahme des Referats dieser Arbeit.

Prof. Dr. Ulrich Kohnle danke ich für die Übernahme des Koreferats dieser Arbeit.

Des Weiteren möchte ich insbesondere Dr. Heike Puhlmann für die umfangreiche und wirklich tolle Betreuung meiner Arbeit bedanken.

Für viele ausführliche und hilfreiche Gespräche sowie dem gründlichen Korrekturlesen möchte ich mich bei Till Hallas bedanken.

An Hannes Leistert und Andreas Steinbrich geht ebenfalls ein herzliches Dankeschön für die Geduld bei der Beantwortung meiner Fragen bezüglich RoGeR.

Der gesamten Abteilung Boden und Umwelt der FVA möchte ich für die guten Gespräche, die tolle Arbeitsatmosphäre und die großartige Unterstützung bei etwaigen Problemen bedanken.

Für das fleißige Korrekturlesen, die Geduld mit mir und die aufmunternden Worte an schwierigen Tagen möchte ich all meinen Freunden danken, die mir in dieser Zeit zur Seite standen.

Meiner Familie gilt ein besonders großes Dankeschön, denn ohne ihr grenzenloses Vertrauen in mich und meine Fähigkeiten wäre ich wohl niemals so weit gekommen.

Nico Leisten gilt nicht zuletzt mein Dank für die moralische Unterstützung und seinem Verständnis. Vielen Dank für alles!

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen im Text.....	III
Verzeichnis der Tabellen im Text	V
Verzeichnis der Abbildungen im Anhang	VI
Verzeichnis der Abkürzungen und Symbole	VII
Zusammenfassung	IX
Abstract.....	XI
1 Einleitung.....	1
1.1 Problemstellung.....	1
1.2 Ziel der Arbeit.....	2
1.3 Stand der Forschung	2
1.3.1 Fichte und Trockenheit	2
1.3.2 Trockenstressanalyse	4
2 Material und Methoden	7
2.1 Untersuchungsgebiet	7
2.1.1 Messflächen	9
2.2 Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR.....	11
2.2.1 Verdunstung.....	12
2.2.2 Boden.....	13
2.2.3 Geologie	14
2.2.4 Schneespeicher	14
2.3 Datengrundlage	15
2.3.1 Standortspezifische Parameter	15
2.3.2 Ereignisbasierte Parameter.....	19
2.4 Überprüfung der Sensitivität der Modellergebnisse	21
2.4.1 Niederschlag.....	22
2.4.2 Potentielle Tiefenperkolation.....	22
2.4.3 Baumlayer.....	22
2.4.4 Verarbeitung der Daten	22
2.5 Modellanwendung	23
2.5.1 Auswertung der Modellergebnisse.....	23

2.6	Statistische Auswertungen.....	23
2.7	Plausibilisierung	24
2.7.1	Niederschlag und Temperatur	24
2.7.2	Bodenfeuchte.....	25
2.8	Risikokarte.....	25
3	Ergebnisse.....	27
3.1	Plausibilisierung der Eingangsdaten.....	27
3.2	Plausibilisierung der modellierten Bodenfeuchte	29
3.2.1	Beschreibung der gemessenen Bodenfeuchte.....	29
3.2.2	Vergleich mit den Modellergebnissen.....	30
3.3	Auswertung der Trockenstressindices	33
3.3.1	Stratifizierte Auswertung	36
3.4	Verhältnis ET _a /ET _p	42
3.5	Variationen der Eingangsdaten.....	44
3.5.1	Vergleich der Modellbilanzen	44
3.5.2	Vergleich der Jahresmittelwerte	45
3.5.3	Räumliche Unterschiede.....	48
4	Diskussion	51
4.1	Plausibilisierung	51
4.2	Gemessene und modellierte Bodenfeuchte	52
4.3	Bewertung der Ergebnisse der Trockenstressanalyse	56
4.3.1	Einschätzung des räumlichen Risikos	57
4.4	Das Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR.....	62
4.4.1	Variation der Eingangsdaten	63
4.4.2	Modellevaluation.....	64
4.5	Methodenkritik	66
5	Schlussfolgerung und Ausblick	69
6	Literatur.....	71
7	Anhang	77

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbildung 1: Lage und Zonierung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald in Rheinland-Pfalz. (Quelle: Geoportal.saarland.de)	7
Abbildung 2: Aufteilung der Baumarten im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. (In Anlehnung an : Temme, 2017)	8
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Messfläche bei Leisel. (Quelle: kwis-rlp.de).....	9
Abbildung 4: Lage der Bodenfeuchtemessflächen und der ausgewählten Klimastationen.	
.....	11
Abbildung 5: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Berechnung des relativ verteilten Niederschlags.	21
Abbildung 6: Doppelsummenkurven zum Vergleich der regionalisierten Lufttemperatur mit den gemessenen Stationsdaten für die Jahre 2015 bis 2018.	27
Abbildung 7: Doppelsummenkurven zum Vergleich des regionalisierten Niederschlags mit den gemessenen Stationsdaten für die Jahre 2015 bis 2018.	28
Abbildung 8: Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Dargestellt sind die Mittelwerte ($n = 10$) der drei Messstationen r01, r02 und r03 in a) 30 cm und b) 60 cm Tiefe. Die Standardabweichung ist als hellerer Bereich um die Kurven eingezeichnet.	29
Abbildung 9: Vergleich der modellierten REW mit den Ergebnissen der abgeleiteten REW der gemessenen Bodenfeuchte an den drei Messflächen r01, r02 und r03. Die gestrichelte Linie markiert den REW Wert 0,4.	31
Abbildung 10: Ergebnisse der retrospektiven Wasserhaushaltsmodellierung für die Jahre 1961 bis 2018: Mittelwerte der Vegetationsperiode (April - September) für a) REW und b) ETa ($n = 238\,965$ Zellen pro Jahr).	33
Abbildung 11: Tagesanzahl während der Vegetationsperiode (April - September) unterhalb REW von 0,4 für die trockensten acht Jahre im Untersuchungszeitraum (1961 - 2018) im NLP Hunsrück-Hochwald.	35
Abbildung 12: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Baumartengruppen ($n = 238\,965$ Zellen).....	36
Abbildung 13: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Höhenstufen ($n = 238\,965$ Zellen).	37
Abbildung 14: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: TPI ($n = 238\,965$ Zellen).	38

Abbildung 15: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Bodentypengruppen (n = 238 965 Zellen).....	40
Abbildung 16: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Skelettgehalt (n = 238 965 Zellen).....	41
Abbildung 17: Räumliche Verteilung des ETa/ETp Verhältnisses für ausgewählte Zeiträume.....	43
Abbildung 18: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM, 8_h, 4_h_nach und 4_h_vor. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	46
Abbildung 19: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM, TP_min und TP_max. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	47
Abbildung 20: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM und mit Baumlayer. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	47
Abbildung 21: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und den Modelldurchläufen 8_h, 4_h_nach sowie 4_h_vor des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.	48
Abbildung 22: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und den Modelldurchläufen TP_min und TP_max des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.....	49
Abbildung 23: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und dem Modelldurchlauf mit Baumlayer des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.....	50
Abbildung 24: Doppelsummenanalyse nach Ostrowski (2009). (1) einmalige bleibende Beeinflussung. (2) einmalige Beeinflussung. (3) graduierlich zunehmende Beeinflussung. (4) kontinuierliche willkürliche Beeinflussung.....	51
Abbildung 25: Senkrechter Einbau der Bodenfeuchtemesssonden der Messstation r03. (Foto: T. Hallas, 2018).....	53
Abbildung 26: Abgeleitete Risikoeinschätzung für Trockenheit der Fichtenbestände im Nationalpark Hunsrück-Hochwald für die Vegetationszeit.	61

Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 1: Informationen zu den vier Klimastationen, die für die Plausibilisierung der Eingangsparameter Lufttemperatur und Niederschlag verwendet wurden.....	10
Tabelle 2: Eingangsparameter des Modells RoGeR. Zusätzlich ist noch die Datenherkunft dargestellt.	16
Tabelle 3: Die Gruppen und Untergruppen der räumlichen Auswertung der Modellergebnisse.....	24
Tabelle 4: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Baumartengruppen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt. Je Untergruppe (n = 58 Jahre).....	37
Tabelle 5: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Höhenstufen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58).	38
Tabelle 6: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der TPI. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58 Jahre).	39
Tabelle 7: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Bodentypengruppen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58 Jahre).....	40
Tabelle 8: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen des Skelettgehaltes. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58 Jahre).....	41
Tabelle 9: Bilanzwerte der einzelnen Modelldurchgänge im Vergleich. Hierbei handelt es sich um Gesamtsummen der Jahre 2002 und 2003, die das Modell am Ende des Modelldurchgangs ausgegeben hat.....	44
Tabelle 10: Ergebnisse der RMSE der REW und der Bodenfeuchte. Neben den drei Messflächen wurde zudem noch zwischen der Vegetationsperiode und Oktober bis Dezember unterschieden. Der RMSE wurde zwischen den Daten in 30 cm bzw. 60 cm Tiefe und den Modellergebnissen berechnet.	55

Verzeichnis der Abbildungen im Anhang

Abbildung A. 1: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r01 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe (jeweils n = 10).....	77
Abbildung A. 2: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r02 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe (jeweils n = 10).....	77
Abbildung A. 3: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r03 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe. (jeweils n = 10).....	78
Abbildung A. 4: Vergleich der modellierten mit der gemessenen (n = 10) Bodenfeuchte.....	78
Abbildung A. 5: Modellierte Bodenfeuchte über den Zeitraum von 1961 bis 2018 (n = 238 965 Zellen pro Jahr).	79
Abbildung A. 6: Darstellung der Verteilung der Tage mit REW < 0,4 für das Jahr 1976.....	79
Abbildung A. 7: Darstellung der Verteilung der Tage mit REW < 0,4 für das Jahr 2003.....	80
Abbildung A. 8: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Baumartengruppen (n = 238 965 Zellen).....	80
Abbildung A. 9: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Höhenstufen (n = 238 965 Zellen).	81
Abbildung A. 10: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: TPI (n = 238 965 Zellen).	81
Abbildung A. 11: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Bodentypengruppen (n = 238 965 Zellen).....	82
Abbildung A. 12: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Skelettgehalt (n = 238 965 Zellen).....	82
Abbildung A. 13: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM, 8_h, 4_h_nach und 4_h_vor. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	83
Abbildung A. 14: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM, TP_min und TP_max. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	83
Abbildung A. 15: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM und mit Baumlayer. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).....	83

Verzeichnis der Abkürzungen und Symbole

Δ	Steigungsdampfdruckkurve	[kPa $^{\circ}\text{C}^{-1}$]
8_{h}	Modellierung mit acht stündigen Niederschlagsereignissen	
$4_{\text{h_nach}}$	Modellierung mit vier stündigen Niederschlagsereignissen nachmittags	
$4_{\text{h_vor}}$	Modellierung mit vier stündigen Niederschlagsereignissen vormittags	
^{12}C	Kohlenstoffisotop-12	
^{13}C	Kohlenstoffisotop-13	
γ	psychrometrische Konstante	[kPa $^{\circ}\text{C}^{-1}$]
θ_{akt}	aktueller volumetrischer Bodenwassergehalt	
θ_{FK}	volumetrischer Bodenwassergehalt bei Feldkapazität	
θ_{PWP}	volumetrischer Bodenwassergehalt beim permanenten Welkepunkt	
τ	Dauer	
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe	
DGM	digitales Geländemodell	
DWD	Deutscher Wetterdienst	
e_a	aktueller Dampfdruck	[kPa]
ET_0	Gras-Referenzverdunstung	[mm Tag $^{-1}$]
ET_a	aktuelle Evapotranspiration	[mm]
ET_p	potentielle Evapotranspiration	[mm]
e_s	Sättigungsdampfdruck	[kPa]
$e_s - e_a$	Sättigungsdampfdruckdefizit	[kPa]
f_i	Reduktionsfaktor	
f_s	Reduktionsfaktor der eingehenden potentiellen Verdunstung durch Baumbeschattung	
f_T	Reduktionsfaktor der Transpiration von Bäumen	
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft	
FK	Feldkapazität	[Vol.-%]
FVA	Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt	
G	Bodenwärmefluss	[MJ m $^{-2}$ Tag $^{-1}$]
HÜK	Hydrologische Übersichtskarte	
i	aktueller Zeitschritt	
I_{Monat}	Interzeptionsspeicher des aktuellen Monats	
I_{max}	maximaler Interzeptionsspeicher über das ganze Jahr	
IpsPro	Verbesserte Abschätzung des Risikos für Buchdruckerbefall – Grundlagen für ein Prognosewerkzeug als Bestandteil des integrierten Waldschutzes	
k	Wald/Baumart abhängiger Faktor	
LAI	Blattflächenindex	
LGB	Landesamt für Geologie und Bergbau RLP	

Verzeichnis der Abkürzungen und Symbole

Meier-NT	Datenlogger	
mit	Modellierung mit zusätzlicher Baumschicht	
Baumlayer		
nFK	nutzbare Feldkapazität	[Vol.-%]
NLP	Nationalpark	
PWP	permanenter Welkepunkt	[Vol.-%]
r01, r02, r03	Bezeichnung der Bodenfeuchtemessflächen	
REW	Relativ extrahierbares Wasser	
RLP	Rheinland-Pfalz	
R _n	Netto-Strahlung an der Pflanzenoberfläche	[MJ m ⁻² Tag ⁻¹]
RoGeR	„Runoff Generation Research Waterbalance model“	
r _a	Aerodynamischer Widerstand	[u ₂ s m ⁻¹]
r _l	Stomatärer Widerstand	[s m ⁻¹]
r _s	Oberflächenwiderstand	[s m ⁻¹]
s	Beginn der Füllung der Grobporen	
SMT 100	Sonde für die Bodenfeuchtemessungen	
T	mittlere tägliche Lufttemperatur in 2 m Höhe	[°C]
TPI	Topografischer Positionsindex	[m s ⁻¹]
TP	Tiefenperkolation	[mm/h]
TP_max	Modellierung mit maximaler TP	
TP_min	Modellierung mit minimaler TP	
u ₂	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe	
v	Geschwindigkeit	
VM	Vergleichmodellierung	
x	Distanz	

Zusammenfassung

Durch steigende Lufttemperaturen und sich ändernde Niederschlagsmuster in Deutschland wird es für den Forstsektor zunehmend wichtiger, Waldstandorte auf ihr Trockenstressrisiko zu untersuchen. Um die zukünftige Planung von forstlich genutzten Flächen gemäß dem sich ändernden Klima anzupassen, um so eine nachhaltigere und ökonomischere Waldwirtschaft zu fördern, ist die Modellierung und Analyse des Bodenwasserhaushaltes unerlässlich.

Für Waldbestände stellt Trockenstress ein hohes Gefahrenpotential dar, insbesondere für die Fichte. Sie wurde in der Vergangenheit wegen ihrer hohen Wuchsleistung und guten Holzeigenschaften vielerorts großflächig und zum einen großen Teil standortsfremd angebaut. Die klimatischen Veränderungen führen dazu, dass diese Fichtenbestände immer öfter und länger von Trockenstress betroffen sind. Mit steigendem Trockenstress erhöht sich das Befallsrisiko von Fichten gegenüber Schädlingen wie dem Buchdrucker. Aus diesem Anlass wurde in der vorliegenden Masterarbeit der Bodenwasserhaushalt des gesamten Nationalparks Hunsrück-Hochwald für die Jahre 1961 bis 2018 modelliert und auf Trockenstress untersucht. Hierfür wurde das rasterbasierte Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR, verwendet, das an der Professur für Hydrologie der Universität Freiburg entwickelt wurde. Anschließend wurden die Modellergebnisse mit gemessenen Bodenfeuchtwerten an drei Messstationen im Nationalpark auf Plausibilität geprüft werden.

Da die hier verwendete Modellversion gemäß der Vorgaben der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt für Waldflächen angepasst und zum ersten Mal in dieser Form angewendet wurde, erfolgte in einem weiteren Schritt mithilfe der Variation der Eingangsparameter Niederschlag, Tiefenperkolation und Landnutzung eine Überprüfung, wie sensiv das Modell auf Veränderungen dieser Parameter reagiert.

Die Ergebnisse der Auswertungen zeigten, dass sich das REW (relativ extrahierbares Wasser) in der Vegetationsperiode vor allem in den letzten Jahren tendenziell abgenommen hat, während die aktuelle Evapotranspiration zunahm. Anhand der stratifizierten Untersuchung des Nationalparks konnte festgestellt werden, dass besonders Fichtenbestände, die in einer Höhe von bis zu 600 m ü. NN auf Kammlagen vorkamen und auf Böden ohne Grundwasseranbindung, sowie mit sehr hohem Skelettgehalt, wuchsen, maßgeblich von einem erhöhten Trockenstress betroffen waren. Der Vergleich der Modellergebnisse mit der

Zusammenfassung

gemessenen Bodenfeuchte ergab insgesamt eine angemessene Übereinstimmung. Dies lässt den Schluss zu, dass das Modell RoGeR den Bodenwasserhaushalt im Nationalpark Hunsrück-Hochwald zumindest für das Jahr 2018 gut abbilden kann.

Die Veränderung der Eingangsparameter ergab, dass die Modellergebnisse sich lediglich geringfügig bei der Modifikation der Niederschlagsdauer änderte. Nur für längere Niederschlagsereignisse konnte eine leichte Tendenz zu geringerem REW erkannt werden. Deutlichere Unterschiede konnten für eine minimale Tiefenperkolation und die Verwendung eines Baumlayers, zur Konstruktion eines 2-Schichtensystem im Wald, beobachtet werden. Bei der minimalen Tiefenperkolation war das REW deutlich höher als bei der Vergleichsmodellierung, während es sich für den Baumlayer invers verhielt.

Schlüsselwörter: Trockenstress, Bodenwasserhaushaltsmodellierung, RoGeR, Fichte, Risikoeinschätzung

Abstract

Due to rising air temperatures and changing precipitation patterns in Germany, it is becoming increasingly important for the forest sector to investigate forest sites with regard to their risk of drought stress. In order to adapt the future planning for forest areas to the changing climate, the modelling and analysis of the soil-water-balance is essential. These investigations can be used for a more sustainable and economical forest management.

Drought stress represents a high risk potential for forest stands, especially when it comes to spruce. This species is characterised by its high growth rate and good wood properties. Thus, it has often been cultivated in large areas and even off-site their natural areas. Climate change means that these spruce stands are affected by drought stress not only more and more frequent but also for longer periods of time. With increasing drought stress, the risk of infestation of spruce trees by pests such as the European spruce bark beetle, increases. Within this master thesis, the soil water balance of the Hunsrück-Hochwald National Park was modelled for the years 1961 to 2018 and examined according to drought stress. For this purpose the soil water balance model RoGeR, which was developed by the department for Hydrology at the University of Freiburg, was used. Subsequently, the plausibility of the model results were compared to measured soil moisture values at three measuring stations in the National Park.

The model version proposed in this paper has been adapted to the specifications of the Forest Research Institute for Forest Areas. As it is the first time that this specified version is used, the further investigations were required to determine the sensitivity of the model. Consequently, the sensitivity of the model was examined with regard to the variation of the input parameters concerning precipitation, deep percolation and landuse will be used in a further step to check how sensitive the model reacts to changes in these parameters.

The results show that REW (relative extractable water) tended to decrease during the vegetation period, especially in recent years, while current evapotranspiration tended to increase. The stratified investigation of the National Park allowed for interesting findings concerning those spruce strands which were located at altitudes of up to 600 m above NN on ridges and on soils without groundwater connection and with a very high skeleton content. It was found that these spruce stands were significantly affected by increased drought stress. The comparison of the model results with the measured soil moisture showed a good

Abstract

agreement overall. As a consequence, the model RoGeR is suitable map the soil water balance in the Hunsrück-Hochwald National Park, at least for the year 2018.

Changing the input parameters showed that the model results changed only slightly when the precipitation duration was modified. A slight tendency towards a lower REW could only be observed for longer precipitation events. More significant differences could be noted for a minimal depth percolation and the use of a tree layer for the construction of a 2-layer system in the forest. For the minimal depth percolation, the REW was significantly higher than in the comparison modelling, while for the tree layer it was inverse.

Keywords: drought stress, soil water balance modelling, RoGeR, spruce, risk assessment

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Für alle Ökosysteme ist der Wasserkreislauf ein wichtiger Bestandteil (Waring und Running, 2007). Im Besonderen ist er für Waldökosysteme entscheidend, da Wasser für das Pflanzenwachstum ein limitierender Faktor ist (Schulze et al., 2002; Waring und Running, 2007). Wasser dient für die Pflanzen zum einen als Medium um Stoffe zu transportieren, zum anderen hat es einen entscheidenden Einfluss auf die stomatäre Leitfähigkeit und Transpiration (Schulze et al., 2002; Waring und Running, 2007). In der heutigen Zeit, in der die ersten Auswirkungen des Klimawandels in vielen Bereichen deutlich spürbar sind, wird die Frage der Wasserverfügbarkeit in Waldökosystemen immer bedeutender. In der Regel sind naturnahe Waldbestände, wie jedes natürlich entstandene Ökosystem, gut an ihre Umgebung und die damit verbundenen klimatischen und standörtlichen Bedingungen angepasst (Schulze et al., 2002). Eine dauerhafte Veränderung des Bodenwasserhaushaltes und der damit sich ändernden Wasserversorgung kann schwerwiegende Folgen für das gesamte Ökosystem haben (Sutmöller et al., 2017).

Zentrale Steuergrößen des Bodenwasserhaushaltes sind die Verteilung und die Menge des Niederschlages, sowie die Lufttemperatur. Eine Veränderung dieser Größen, wie sie im Laufe des Klimawandels erwartet werden, kann dazu führen, dass die angepassten Waldökosysteme aus ihrem natürlichen Gleichgewicht geraten. Die gemeine Fichte (*Picea Abies L.*), die ein feuchtes und kühles Klima bevorzugt, gilt als besonders gefährdet durch den Klimawandel (Kölling et al., 2009; Müller-Kroehling et al., 2009; Thom et al., 2017; Zang et al., 2012). Hierbei ist nicht nur die Trockenheit entscheidend. Steigende Temperaturen und Niederschlagsdefizite in der Vegetationszeit begünstigen zudem die Entwicklung von Schädlingen, wie dem Buchdrucker (*Ips typographus L.*), wodurch eine höhere Generationenanzahl pro Jahr entwickelt werden könnte (Netherer et al., 2019). Die steigende Anzahl an Schädlingen in Verbindung mit der Schwächung der Waldbestände durch Trockenstress kann also zu einem beträchtlichen Absterben führen.

Anlässlich der steigenden Bedrohung von Fichtenbeständen durch den Buchdrucker soll im Rahmen des Verbundvorhabens „Verbesserte Abschätzung des Risikos für Buchdruckerbefall – Grundlagen für ein Prognosewerkzeug als Bestandteil des integrierten Waldschutzes (IpsPro)“ ein Prototyp eines Online-Werkzeugs zur Borkenkäfer-Befallsprognose entwickelt werden (IpsPro Vorhabensbeschreibung, 2017). Für dieses Vorhaben wurden die drei Nationalparks Schwarzwald, Sächsische Schweiz und Hunsrück-Hochwald als Projektgebiete ausgewiesen. In der Abteilung Boden und Umwelt der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt (FVA) wird unter anderem die

Wasserverfügbarkeit der Fichtenbestände in den Projektgebieten untersucht. Hierfür werden seit Frühling 2018 in den Nationalparks Bodenfeuchtemessungen durchgeführt, die in Verbindung mit einer retrospektiven Modellierung des Bodenwasserhaushalts einen ersten Schritt für die Abschätzung des Risikos eines Buchdruckerbefalls darstellen sollen. Da Wassermangel und die Prädisposition von Fichten für einen Befall durch den Buchdrucker in einem Zusammenhang stehen, soll mit Hilfe der retrospektiven Bodenwasserhaushaltsmodellierung die trockenstressbedingte Disposition von Fichten für den Borkenkäferbefall abgeschätzt werden (Netherer et al., 2019; Wermelinger et al., 2014). Diese Analyse der Trockenstressereignissen im Zusammenhang mit den lokalen Gegebenheiten sind ein wichtiger Faktor für die Bewirtschaftung der Waldbestände vor allem im Hinblick auf den Klimawandel und der sich damit veränderten klimatischen Bedingungen (Kölling et al., 2009).

Für die Modellierung wurde das Bodenwasserhaushaltsmodell Runoff generation research (RoGeR), das in der Abteilung „Hydrologie und Wasserforschung“ der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg entwickelt wurde, verwendet. Es erlaubt die Modellierung für einen längeren Zeitraum ohne Kalibrierung durchzuführen, da es prozessorientiert entwickelt wurde (Steinbrich et al., 2016).

1.2 Ziel der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist es Fichtenbestände im Nationalpark Hunsrück Hochwald zu identifizieren, die aufgrund von rezenten Modellergebnissen ein erhöhtes Risiko für Trockenstress aufweisen. Dafür sollen folgende Punkte durchgeführt werden:

- Prüfung der Modellergebnisse mit gemessenen Bodenfeuchtedaten
- Untersuchung von Trockenstressindizes
- Auswertung der Daten bezüglich räumlicher Trends

Da für das IpsPro-Verbundvorhaben eine neue Version des RoGeR-Modells entwickelt wurde, und es dadurch nur wenige Erfahrungen mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell gibt, soll nach der Modellanwendung auch eine Modellevaluation durchgeführt werden. Zu diesem Zweck soll auch eine Untersuchung erfolgen, wie sensitiv das Modellergebnis auf Veränderungen der Eingangsparameter reagiert.

1.3 Stand der Forschung

1.3.1 Fichte und Trockenheit

Die gemeine Fichte (*Picea Abies L.*) ist im südlicheren Verbreitungsgebiet, wie zum Beispiel in Mitteleuropa, ursprünglich eine Baumart, die bevorzugt in höheren Höhenstufen wuchs. Daher ist sie eher an kühl-feuchtes Klima mit kurzen Vegetationsperioden und kalte Winter angepasst (Müller-Kroehling et al., 2009). Standortbedingte Voraussetzungen für die Fichte

sind vor allem eine ausreichende Wasserversorgung und gut durchlüftete Böden (Henning, 2016; Karopka, 2017). Aufgrund ihrer überdurchschnittlich hohen Wuchsleistung und guten Holzeigenschaften wird die Fichte seit Jahrhunderten in weiten Teilen Europas großflächig und oft standortsfremd angebaut. So kommt die Fichte nun auch vermehrt in tieferen Lagen vor und ist auch auf weniger gut durchlüfteten Böden anzutreffen. Da die Fichte allgemein ein flacheres Wurzelwerk als viele andere Baumarten ausbildet, ist sie auf diesen Standorten anfälliger für äußere Stresseinwirkungen (Henning, 2016). Neben den Eigenschaften der Böden ist die Fichte auch abhängig von ausreichend fallenden Niederschlag. Wenn es im Jahr weniger als 800 mm Niederschlag gibt und weniger als 40 mm je Sommermonat, leidet die Fichte unter Trockenstress (Henning, 2016; Karopka, 2017).

In Tieflagen sind zudem die Entwicklungsbedingungen der Schädlinge wesentlich günstiger, als in den Gebirgsregionen (Henning, 2016). Im Fall der Fichte ist der Buchdrucker (*Ips typographus* L.) einer der bedeutendsten Schädlinge im mitteleuropäischen Raum (Jakoby et al., 2019). In Österreich konnte beobachtet werden, dass seit 2015 der Befall durch den Buchdrucker deutlich zugenommen hat (Netherer et al., 2018). Die Schadholzmenge der Fichte in Deutschland betrug 2018 rund 1,5 Millionen Festmeter, was etwa dem 2,1-fachen des Vorjahres entspricht (Reinhold und Horst, 2019). Neben der steigenden Schadholzmenge konnte auch beobachtet werden, dass die Anzahl der fertig entwickelten Buchdrucker Generationen in Europa in warmen und trockenen Vegetationsperioden steigt. Während in Norwegen beobachtet wurde, dass sich öfter zwei Generationen entwickeln konnten, wurde unter anderem in Österreich und Deutschland beobachtet, dass sich in tieferen Lagen vermehrt drei Generationen ausbildeten (Lange et al., 2006; Netherer et al., 2018; Reinhold und Horst, 2019; Triebenbacher und Petercord, 2019). In Bayern wurden 2018 erstmalig auch dritte Generationen in höheren Lagen des Mittelgebirges und im Alpenraum angelegt (Triebenbacher und Petercord, 2019). Der durch Hitze und Trockenheit erzeugte Wassermangel führt unter anderem auch zu einer geringeren Harzbildung, wodurch die Abwehrreaktionen der Fichte gegenüber Schädlingen geschwächt ist (Hart et al., 2014; Henning, 2016; Netherer et al., 2015). Davon profitiert der Buchdrucker und die Zahl der befallenen Bäume steigt. Somit stellt Trockenheit und Hitze, vor allem über einen längeren Zeitraum, ein immenses Risiko für den Wirtsbaum Fichte dar.

Neben dem Schädlingsbefall konnte auch beobachtet werden, dass die Witterungsverhältnisse der vorherigen Jahre zu bestimmten Jahreszeiten eine wichtige Rolle bei der Vitalität der Fichte spielen. Solberg (2004) fand heraus, dass infolge von warmen und trockenen Sommern der Nadelverlust, die Nadelverfärbung und die Mortalität in Fichtenbeständen in Norwegen zunahmen. Hiervon betroffen waren vor

allem die älteren Bestände. Es konnte nachgewiesen werden, dass hohe Temperaturen im August des Vorjahres und des aktuellen Jahres zu einer erhöhten Mortalität der Fichten führte (Solberg, 2004). Dies lässt den Schluss zu, dass die Witterungen, denen ein Bestand in den vorherigen Jahren ausgesetzt war, eine bedeutende Rolle bei der Einschätzung diverser Vitalitätsparameter spielen. Zu demselben Schluss kamen auch Braun et al. (2015), die eine Korrelation zwischen dem Fichtensterben und der trockenen Verhältnisse der drei Vorjahre nachweisen konnten.

1.3.2 Trockenstressanalyse

Wassermangel und der dadurch erzeugte Trockenstress stellt sowohl für Waldökosysteme, als auch für einzelne Pflanzen und Bäume ein großes Risiko dar. Durch diesen Trockenstress werden Lebens- und Wachstumsfunktionen gehemmt. So ist die Zuwachsrate von Bäumen unmittelbar mit der Bodenwasserverfügbarkeit gekoppelt (Müller, 2014). Müller (2014) fand heraus, dass die Zuwachsraten von bestimmten Bäumen mit sinkender Bodenwasserverfügbarkeit zurückgehen. Ab einer relativen Bodenwasserspeicherfüllung von unter 50 % konnte der Autor beobachten, dass der Stammzuwachs stagnierte. Im Fall der Fichte ist es ebenfalls entscheidend, in welchen Höhenlagen und auf welchen Böden sie wachsen (Rehschuh et al., 2017). Um besser einschätzen zu können, in welchen Gebieten es vor allem im Hinblick auf den Klimawandel zu einem erhöhten Trockenstressrisiko kommen kann, bietet es sich an, dass bestimmte Regionen mittels Trockenstressindizes genauer untersucht werden.

Von einem Trockenstressereignis wird erst dann gesprochen, wenn ein bestimmter Schwellenwert unterschritten wird. Wichtig hierbei ist, dass die Dauer und die saisonale Häufigkeit eines Stressereignisses betrachtet werden. Ein weiterer Faktor ist das durchschnittliche saisonale Wasserdefizit (Ridolfi et al., 2000). Je länger und häufiger ein Ökosystem von einem Stressereignis beeinflusst wird, desto stärker sind die darin wachsenden Pflanzen in ihrem Metabolismus gestört.

Zur Identifizierung von Wassermangel gibt es in der Literatur eine Vielzahl von Indikatoren, die betrachtet werden können (Speich, 2019). Es gibt unter anderem meteorologische und bodenhydrologische Indikatoren. Die meteorologischen Parameter beziehen sich häufig auf die Auswertung der Niederschläge in einem bestimmten Gebiet. Speich (2019) fand heraus, dass die Betrachtung der Indikatoren, die nur auf der Höhe der Niederschläge basieren, im Vergleich zu anderen weniger geeignet sind. Um die Bodenwasserverfügbarkeit besser einschätzen zu können, sollten Indikatoren gewählt werden, die zusätzlich zu den meteorologischen Gegebenheiten auch die Verdunstung und die bodenbedingten Eigenschaften eines Standortes berücksichtigen (Speich, 2019). Durch anhaltenden Trockenstress werden Stoffwechselprozesse eingeschränkt, weswegen

ebenfalls chemische Indikatoren betrachtet werden können. So werden unter anderem Nährstoffkonzentrationen von Kalium und Magnesium in den Pflanzen betrachtet (Braun et al., 2015). Die Untersuchung der Isotopenzusammensetzung in pflanzlichen Bestandteilen wie Nadeln, Blättern oder Baumringen ist ein häufig verwendetes Indikator zur Detektion von Trockenheit (Walker et al., 2015). Bei dieser Untersuchung wird zuerst das Verhältnis zwischen dem Kohlenstoff Isotop ^{13}C und dem ^{12}C ermittelt und anschließend durch das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Verhältnis des *Pee Dee Belemnite* - Standards geteilt (Walker et al., 2015).

Um Trockenstress abzuleiten wird in einigen Arbeiten die Bodenfeuchte eines Standortes mit entsprechenden Sonden gemessen (Schulte-Bispinger und Beese, 2013) oder mit Bodenwasserhaushaltsmodellen retrospektiv modelliert (Braun et al., 2015). Die modellierte Bodenfeuchte wird oftmals als Bodenwasserpotenzial Ψ in MPa angegeben oder auch als relativer Anteil des pflanzenverfügaren Bodenwassers im effektiven Wurzelraum (Bréda et al., 2006; Granier et al., 1999; Speich, 2019). Dieses relative extrahierbare Wasser (REW) im Boden ergibt sich aus folgender Gleichung:

$$REW = \frac{\theta_{akt} - \theta_{PWP}}{\theta_{FK} - \theta_{PWP}} \quad (1)$$

mit

REW	relativ extrahierbares Wasser
θ_{akt}	aktueller volumetrischer Bodenwassergehalt
θ_{PWP}	volumetrischer Bodenwassergehalt beim permanenten Welkepunkt
θ_{FK}	volumetrischer Bodenwassergehalt bei Feldkapazität

Der Schwellenwert dieses Indikators, der unterschritten werden muss, damit von einem Stressereignis gesprochen wird, wird in der Literatur häufig auf 0,4 gesetzt (Granier et al., 1999; Schulte-Bispinger und Beese, 2013; Speich, 2019). Die Annahme hierbei ist, dass der Bestand keine Einschränkung der Wasserversorgung erfährt, wenn dieser Wert nicht unterschritten wird (Hillmann et al., 2009). Die Unterschreitung des Wertes würde jedoch zu einer Einschränkung der Verdunstung aufgrund der Schließung der Stomata führen (Granier et al., 1999). Im Gegensatz dazu nimmt der Deutsche Wetterdienst (DWD) an, dass bei einem Wert zwischen 0,3 und 0,5 noch eine optimale Wasserversorgung der Pflanze vorherrscht. Erst ab kleineren Werten als 0,3 spricht der DWD von Trockenstress, wodurch mit Ertragseinbußen zu rechnen ist (DWD, 2016).

Grossiord et al. (2018) konnten nachweisen, dass ein Rückgang der Bodenfeuchte über einen längeren Zeitraum dazu führen kann, dass sich die Sensitivität des Flusses des Pflanzensaftes in Bäumen gegenüber Veränderungen des REWs und des Sättigungsdefizits verringert. Dies kann bewirken, dass selbst bei einer hohen Bodenfeuchte und optimalem

Sättigungsdefizit der Saftfluss gering bleibt. Ein temporär verringelter Wassergehalt im Boden kann also auch längerfristig die physiologischen Prozesse in Bäumen hemmen.

Bei der Unterschreitung des Schwellenwertes von 0,4 wurde zudem beobachtet, dass der Umfangzuwachs bei Eichen ab diesem Zeitpunkt weniger schnell voranging. Zudem konnte ein Zusammenhang zwischen dem Anteil der Baumtranspiration an der Evapotranspiration und REW beobachtet werden. Sobald der Schwellenwert von 0,4 unterschritten wurde, sank auch der Anteil der Baumtranspiration an der potentiellen Evapotranspiration (Granier et al., 1999). Zudem konnten Granier et al. (1999) nachweisen, dass sich die Höhe des Schwellenwerts zwischen den einzelnen Baumarten kaum unterscheidet.

Ein weiterer Parameter, der in der Literatur öfter betrachtet wird, ist das Verhältnis zwischen aktueller (ETa) und potentieller Evapotranspiration (ETp) (Braun et al., 2015; Peng et al., 2019; Speich, 2019). Dieser Indikator findet gerne Anwendung in der Landwirtschaft, da der Ernteertrag sowohl vom Wassermangel, als auch von der Evapotranspiration beeinflusst wird (Dorrenbos und Kassam, 1979). Die potentielle Evapotranspiration quantifiziert die Verdunstung, die stattfinden würde, wenn eine unerschöpfliche Wasserverfügbarkeit vorherrschen würde. Da so eine Situation jedoch in der Regel nicht gegeben ist, fällt die aktuelle Verdunstung geringer aus. Um die Wasserverfügbarkeit bzw. den Trockenstress zu quantifizieren, wird das Verhältnis dieser beiden Größen betrachtet (Anderson et al., 2011). Je näher das ETa/ETp Verhältnis am Wert 1 ist, desto weniger wird die aktuelle Evapotranspiration eingeschränkt. Speich (2019) hat zudem herausgefunden, dass sich dieser Stressindikator nicht wesentlich vom REW unterscheidet, wenn nur die Bodenfeuchte der limitierende Faktor ist, der die potentielle Verdunstung beeinflusst.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist der Nationalpark (NLP) Hunsrück-Hochwald, der im Frühjahr 2015 eröffnet wurde. Der NLP befindet sich im Westen Deutschlands und erstreckt sich über die westlichen Höhenlagen des Hunsrück, vom saarländischen Nonnweiler in den Hochwald bis in den rheinland-pfälzischen Idarwald. Mit einer Fläche von rund 10.120 ha macht der NLP ungefähr 25 % der Gesamtlandschaftsfläche des Hoch- und Idarwaldes aus. Zudem befindet er sich innerhalb des Naturparks Saar-Hunsrück (Rheinland-Pfalz/Saarland, 2014). Sowohl der Hoch-, als auch der Idarwald sind maßgeblich durch den Höhenrücken, der sich von Südwesten nach Nordosten erstreckt, geprägt.

Der NLP ist in zwei Zonen aufgeteilt, eine Naturzone sowie eine Pflegezone. Die Naturzone ist wiederum in einen Wildnisbereich und einen Entwicklungsbereich untergliedert. Im Wildnisbereich wird der Wald sich selbst überlassen, wohingegen der Entwicklungsbereich durch gezielte Eingriffe erst in einen Wildnisbereich überführt werden soll, um eine natürliche Entwicklung zu fördern. Innerhalb von 30 Jahren soll der Anteil des Wildnisbereiches dadurch von ca. 30 % auf 75 % gesteigert werden. Die Pflegezone dient als Pufferung der Naturzone. Hier kann eine extensive Bewirtschaftung zum Erhalt und zur Entwicklung von Kulturlandschaftsteilen stattfinden (Rheinland-Pfalz/Saarland, 2014). In Abbildung 1 ist die momentane Zonierung des NLPs dargestellt.

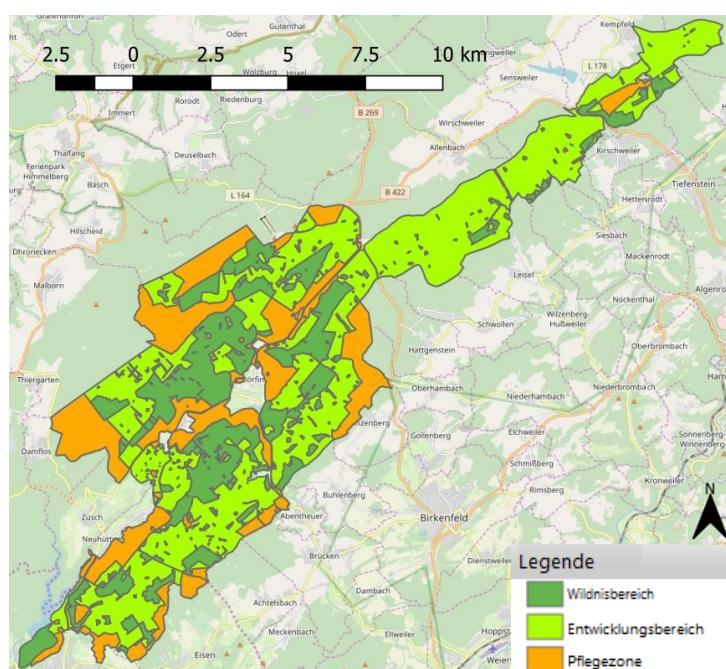


Abbildung 1: Lage und Zonierung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald in Rheinland-Pfalz. (Quelle: Geoportal.saarland.de)

Im NLP Hunsrück-Hochwald gibt es 35 verschiedene Baumarten, davon sind 55 % Laub- und 45 % Nadelbäume. Eine detailliertere Aufteilung der Baumarten ist in Abbildung 2 dargestellt. Durch den Einfluss des Waldmanagements änderte sich die Baumartenzusammensetzung erheblich. Während im 18. Jahrhundert überwiegend Birken-, Eichen- und Buchenbestände in dem Gebiet zu finden waren, sind heute Buchen und Fichten die meist vertretenen Baumarten (Ritter, 2017). Der NLP spielt eine entscheidende Rolle zum Erhalt von alten Buchenwäldern, da diese in Europa als gefährdeter Lebensraum gelten. Vor allem die Rotbuche, die dort vorkommt, soll dadurch geschützt werden (Panek, 2012).

Durch seine Lage in der gemäßigten Zone weist der NLP ein feuchtgemäßigtes Regenklima auf. Das Klima ist immerfeucht, mit geringen Abweichungen in den Niederschlagshöhen während den extremen Monaten und sommerwarm, das heißt, dass die mittlere Lufttemperatur von 4 Monaten mindestens 10 °C betragen (Heinemann und Helbig, 2018). Der jährliche Niederschlag beläuft sich auf 1100 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur auf 7 bis 8 °C. Die feuchtesten Monate im Jahr sind der Dezember und der Januar, während das Frühjahr eher trocken ist (Nationalparkamt, o.J.).

Der NLP befindet sich im Mittelgebirge und weißt zwischen dem höchsten und dem niedrigsten Bereich einen Höhenunterschied von knapp 400 m auf, wobei der Eberskopf mit 816 m ü. NN den höchsten Punkt darstellt. Das Gestein im Hunsrück stammt aus dem Devon und besteht zu hohen Anteilen aus Quarziten und Sandsteinen (Rothe, 2012). Bei einer genaueren Betrachtung der Gesteinsschichten kann gut zwischen sandigeren und tonigeren Schichtfolgen unterschieden werden. Zu den bekanntesten Gesteinsarten im Hunsrück gehören der Hunsrück-schiefer und der Taunusquarzit (Rothe, 2012).

Die Böden im Hunsrück stammen aus solifluidalen Sedimenten, was im Mittelgebirge durchaus flächig zu finden ist. Die Böden sind aus periglazialen Lagen, welche sich aufgrund ihrer Anteile der äolischen Komponenten und der Art der Gesteinskomponenten unterscheiden (LGB, 2013). Zudem befinden sich im NLP Moorflächen, die durch ihre Renaturierung wieder zu einem ursprünglichen Landschaftsbild beitragen sollen. Der meist vorkommende Bodentyp im NLP ist die vom Schluff geprägte Braunerde (BfN, o.J.)

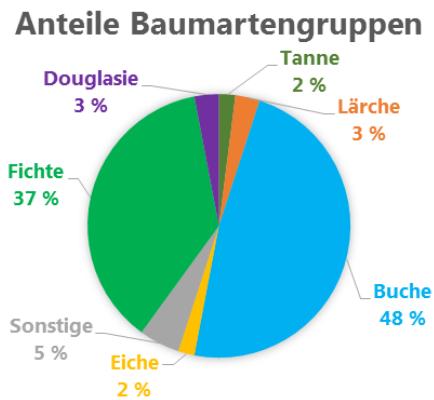


Abbildung 2: Aufteilung der Baumarten im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. (In Anlehnung an : Temme, 2017)

2.1.1 Messflächen

Bodenfeuchte

Die Flächenauswahl für die Messflächen für die Bodenfeuchtemessungen im NLP Hunsrück-Hochwald erfolgte nach den Vorgaben, die in einem IpsPro Verbundtreffen im Jahre 2018 beschlossen wurde. Im Fall des NLPs in Rheinland-Pfalz wurden 3 Messflächen ausgewiesen. Eine Messfläche ist in der Nähe von Hermeskeil und die anderen beiden wurden in der Nähe von Leisel installiert. In Abbildung 4 ist die Lage der drei Messstationen genauer dokumentiert. Die Messflächen tragen die Bezeichnungen r01, r02 und r03. Wobei r01 und r03 sich bei Leisel befinden. Pro Messstation wurden an zehn Stellen in 60 cm und in 30 cm Tiefe Sonden eingebaut. Bei der Auswahl der zehn Messpunkte je Messfläche wurde darauf geachtet, dass diese sich stets unterhalb von Fichtenkronen mit ausreichend Abstand zum Stamm und Kronentraufe befinden. Als Bodenfeuchtesonden wurden die *SMT 100* gewählt (kwis-rlp.de, o.J.).

Der Logger, der auf der Messfläche aufgebaut wurde stammt von der Firma *Meier-NT* und übermittelt jede halbe Stunde Daten an die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) in Trippstadt. Er wurde so aufgebaut, dass er den Mittelpunkt der Messfläche bildet. Von diesem Datenlogger aus wurden die Sonden in einem Abstand von ca. zehn Metern installiert. In Abbildung 3 ist die Verteilung der Sonden einer Messfläche vereinfacht dargestellt.

Die Sonden der Messstationen r01 und r02 wurden horizontal in den Boden eingebaut. Das bedeutet, dass für die Sonden ein quadratisches Loch ausgehoben wurde. Hierbei muss darauf geachtet werden, dass die Abtragung des Bodens horizontweise erfolgt. Dies hat den Hintergrund, dass später der Ausgangszustand annähernd wieder hergestellt werden kann. Die Sonden wurden seitlich in den entsprechenden Tiefen eingesetzt und das Loch gemäß der ursprünglichen Horizontabfolge verfüllt, wobei darauf geachtet wurde, dass keine Lufträume zwischen Messfühler und Boden entstanden. Denn Lufträume würden die Messergebnisse verfälschen, was zur Folge hätte, dass eine geringere Bodenfeuchte gemessen würde.

Im Vergleich dazu wurde die Messstation r03 vertikal anstatt horizontal im Boden installiert, allerdings wurden die gleichen Sonden verwendet. Ein vertikaler Einbau erfolgt, indem die Sonden vertikal mit einer Metallvorrichtung in den Boden eingesetzt werden. Hierfür wurde zuerst ein kleineres Loch vorbereitet, das nach der Installation wieder

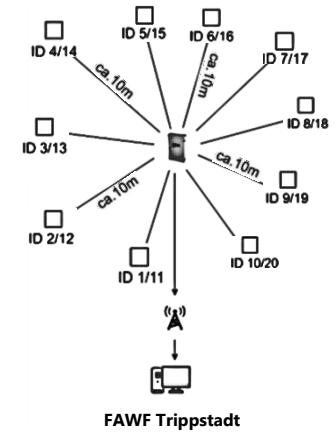


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Messfläche bei Leisel. (Quelle: kwis-rlp.de)

verfüllt wurde. Das Einsetzen der Sonden erfolgte nicht wie bei den anderen beiden Messflächen untereinander, sondern mit Abstand nebeneinander.

Klimastationen

Zur Überprüfung der klimatischen Eingangsparameter wurden vier Klimastationen in unmittelbarer Nähe zum NLP herausgesucht. In Tabelle 1 sind grundlegende Informationen zu den vier ausgewählten Klimastationen dargestellt, wobei die Daten von unterschiedlichen Quellen stammen.

Tabelle 1: Informationen zu den vier Klimastationen, die für die Plausibilisierung der Eingangsparameter Lufttemperatur und Niederschlag verwendet wurden.

	Deuselbach	Huettgewasen	Hermeskeil	Leisel
Betreiber	Deutscher Wetterdienst (DWD)	Landesamt für Umelt - Hydrologie	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
Datenherkunft	Dienstleistungszentren ländlicher Raum - RLP	Dienstleistungszentren ländlicher Raum - RLP	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
Lage				
X-Koordinate	359887,744	365155,086	357857,417	369836,091
Y-Koordinate	5514027,261	5510139,48	5506596,262	5511389,725
Höhe über NN [m]	481	650	651	649
Messhöhen [m]				
Lufttemperatur	2	2	2	2
Niederschlag	0,5	0,5	0,5	0,5

In Abbildung 4 ist die Lage der einzelnen Klimastationen verdeutlicht. Während Leisel, Hermeskeil und Hüttgeswasen direkt am NLP Hunsrück – Hochwald liegen, ist die Klimastationen Deuselbach etwas abseits vom NLP zu finden. Diese Station wurde dennoch für die Überprüfung ausgewählt, da sie vom DWD betrieben wird. Da der gemessene Datensatz nicht bei allen Stationen gleich war, wurden für die Plausibilisierung nur die Jahre 2015 bis 2018 berücksichtigt. Hier wiesen die Stationsdaten die wenigstens Messlücken auf.

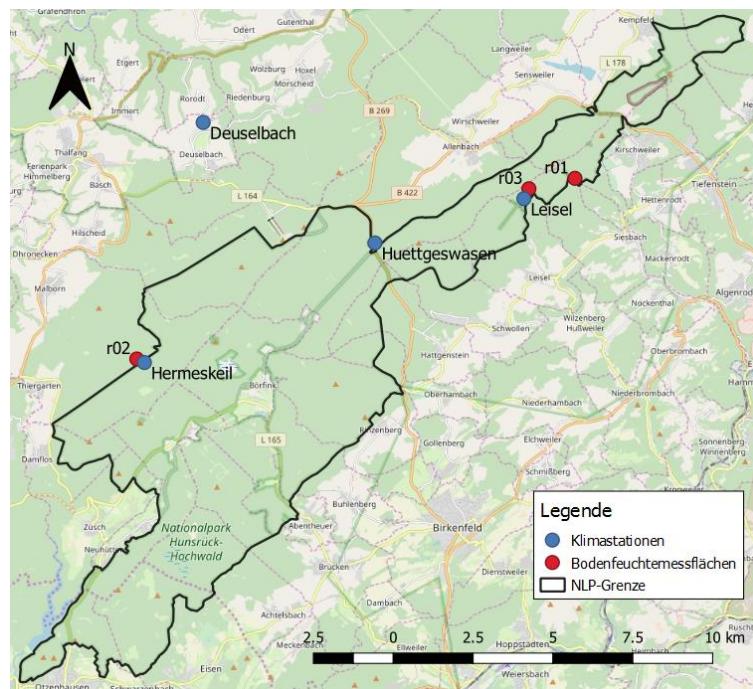


Abbildung 4: Lage der Bodenfeuchtemessflächen und der ausgewählten Klimastationen.

2.2 Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR

Die Wasserhaushaltsmodellierung erfolgte in dieser Arbeit mit dem Programm RoGeR_WBM_Dyn_Raster (Runoff Generation Research Waterbalance model Dynamisch Rasterbasiert), welches in der hydrologischen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg entwickelt wurde. Dem Modell liegen die Modelle RoGeR und RoGeR_urban zugrunde. Beide sind ereignisbasierte Niederschlags-Abfluss-Modelle, welche Abflussbildungsprozesse in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung abbilden (Leistert und Steinbrich, 2019; Steinbrich et al., 2018). Aufgrund seiner prozessorientierten Entwicklung ist eine Kalibrierung des Modells nicht notwendig (Steinbrich et al., 2016). Das hier verwendete Modell RoGeR_WBM_Dyn_Raster wird in der folgenden Arbeit als RoGeR bezeichnet.

RoGeR ist ein physikalisch-basiertes Wasserhaushaltsmodell mit dynamischen Abflusskomponenten (Leistert und Steinbrich, 2019). Diese Version unterscheidet sich zur ursprünglichen Version darin, dass neben der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Abflussbildungsprozesse auch Wasserhaushaltsskomponenten, wie zum Beispiel die Verdunstung, berücksichtigt werden. Die Verfügbarkeit von räumlich verteilten Informationen zu Boden, Geologie, Landnutzung, Topographie, urbanen Strukturen und das Prozessverständnis aus der weltweiten Abflussbildungsforschung bilden die Basis dieses Modells (Leistert und Steinbrich, 2019). Genau wie seine Vorgänger ist auch diese Version des Modells in der Programmiersprache Python (Python 3.7.1 64 bit) geschrieben (Leistert und Steinbrich, 2019). Die folgenden Informationen zu RoGeR stammen aus

Gesprächen mit den Entwicklern und noch unveröffentlichtem Material, das für diese Arbeit zur Verfügung gestellt wurde (Leistert und Steinbrich, 2019).

2.2.1 Verdunstung

Wenn bei der Modellierung ein separater Layer mit Informationen über die Baumarten (Baumlayer) verwendet wird, unterscheidet RoGeR bei der Verdunstung zwischen drei Verdunstungsräumen: Bäume, Oberfläche und Boden. Um die Verdunstung möglichst naturgetreu abzubilden, verwendet das Modell jahreszeitabhängige Grids für Strahlungstage und jahreszeitunabhängige Grids für Tage ohne direkte Sonneneinstrahlung. Dadurch wird der Einfluss der Beschattung und Ausrichtung der Geländeoberfläche miteinbezogen.

Verdunstungsraum Baum

Durch die Verwendung eines Baumlayers wird ein zusätzlicher Interzeptionsspeicher in das Modell eingelesen. Hierbei berücksichtigt RoGeR den Jahresgang der Laub-, Nadel- und Mischwälder. Der Interzeptionsspeicher wird als eine Art Gefäß gesehen, welches sich durch den Niederschlag füllt und überlaufen kann, wobei ein Teil des Niederschlages durch die Blätter fällt. Geleert wird der Speicher durch die Verdunstung, wobei das Modell annimmt, dass der Baum aufgrund seiner Höhe nicht beschattet wird und selbiger nicht geneigt ist. Die überschüssige Verdunstungsmenge wird dem Verdunstungsraum Boden als Baumtranspiration weitergegeben. Diese ist vom Vegetationszustand und somit dem Interzeptionsspeicher abhängig und wird mit einem Transpirationsfaktor angepasst, der mit der Formel 2 berechnet wird.

$$f_T = \frac{I_{Monat}}{I_{max}} \quad (2)$$

mit

f_T Reduktionsfaktor der Transpiration von Bäumen

I_{Monat} Interzeptionsspeicher des aktuellen Monats

I_{max} maximaler Interzeptionsspeicher über das ganze Jahr

Verdunstungsraum Oberfläche

Der Verdunstungsraum der Oberfläche wird im Modell in drei weitere Systeme unterteilt: Oberflächengewässer, Mulden und Interzeptionsspeicher. Auch hier wird der Interzeptionsspeicher als ein Gefäß gesehen, welches sich durch den Niederschlag füllt und überlaufen kann, jedoch kann hier kein Niederschlag hindurch fallen. Die Mulden werden eingelesen und können wie der Interzeptionsspeicher durch die Verdunstung, die durch die Wichtungsgrids verändert wurde, geleert werden. Zusätzlich wird berücksichtigt, ob sich die verdunstende Oberfläche unterhalb eines Baumes befindet. Trifft dies zu, wird sie

beschattet und die Verdunstung wird um den Reduktionsfaktor f_s reduziert. Formel 3 stellt die Berechnung des Reduktionsfaktors dar.

$$f_s = 1 - k * \frac{I_{Monat}}{I_{max}} \quad (3)$$

mit

f_s Reduktionsfaktor der eingehenden potentiellen Verdunstung durch Baumbeschattung

k Wald/Baumart abh. Faktor (Laub: 0.5, Misch: 0.4, Nadel: 0.3)

I_{Monat} Interzeptionsspeicher des aktuellen Monats

I_{max} maximaler Interzeptionsspeicher über das ganze Jahr

Flächen, die als Gewässer definiert sind, können im Modell nicht austrocknen, da dort immer eine Verdunstung stattfindet.

Verdunstungsraum Boden

Die Verdunstungsenergie, welche nicht durch die oberirdischen Interzeptionsspeicher oder Mulden genutzt wurde, wird an den Verdunstungsraum Boden weitergeleitet und steht diesem zur Verfügung, wodurch dann auch das Bodenwasser verdunstet. Die tatsächliche Menge die verdunstet ist dabei abhängig von der Verdunstungstiefe, welche als Durchwurzelungstiefe eingelesen wird und zeitlich variabel ist. Eine Verdunstung auf teilversiegelten Flächen wird um den Grad der Versiegelung reduziert, somit findet keine Verdunstung auf vollversiegelten Flächen statt.

2.2.2 Boden

Der Boden wird in RoGeR in zwei Bereiche aufgeteilt: in die Verdunstungszone und den Unterboden. Die Verdunstungszone entspricht dabei der Tiefe der Wurzelzone, die in der „look-up“ Tabelle für die einzelnen Landnutzungsgruppen definiert wurde. In dieser Zone findet in dem Modell die Verdunstung statt, wie sie im Abschnitt „Verdunstungsraum Boden“ kurz erläutert ist. Der Bereich unter dieser Verdunstungszone wird in dem Modell als Unterboden definiert. Dieser existiert allerdings nur wenn die Bodengründigkeit, welche vorher als Eingangsparameter in das Modell eingegangen ist, tiefer reicht, als die Wurzeltiefe. Für beide Bodenbereiche ist der Porenraum durch die Bodeneigenschaften näher angegeben. Diese Poren können im Laufe der Modellierung gefüllt und entleert werden. Bei einem Niederschlagsereignis werden zuerst die Feinporen und dann die Grobporen gefüllt. Die Füllung des Porenraumes erfolgt dabei durch Infiltration, Tiefenperkolation und dem zufließenden lateralen Abfluss im Boden. Durch Verdunstung, Tiefenperkolation und wegfließendem Zwischenabfluss kann der Porenraum geleert werden. Hierbei werden zuerst die Grobporen und dann die Feinporen geleert.

2.2.3 Geologie

Der Boden steht mit der Geologie unterhalb der Bodengründigkeit in Verbindung, durch kapillaren Aufstieg und Tiefenperkolation gelangt das Wasser von dem einen Bereich in den anderen. Welche Kräfte überwiegen, wird durch die Potentialdifferenz entschieden.

Wenn sich nach den Feinporen auch die Grobporen gefüllt haben, kann sich an der Grenze zwischen Boden und Geologie ein Sättigungswasserspiegel bilden. Die Schnelligkeit des infiltrierenden Wassers, bis es zu der Grenze zur Geologie durchgeflossen ist, hängt von den Bodeneigenschaften ab. Insbesondere von der Leitfähigkeit des Bodens und den Makrostrukturen. Um die Zeit zu berechnen, die das Wasser vom Ende der Makroporen bis zur Geologie braucht, wird eine Fließgeschwindigkeit berechnet. Dazu wird ein geometrisches Mittel aus gesättigter und bodenwasserabhängiger Leitfähigkeit berechnet. Anschließend wird ein Reduktionsfaktor gemäß der Formel 4 berechnet, der auf den Sättigungswasserspiegel angewendet wird.

$$k_i = \frac{\sum_s^i \tau}{(x) / (c(k(\theta, k_{sat})))} \quad (4)$$

mit

f_i	<i>Reduktionsfaktor</i>
τ	<i>Dauer</i>
i	<i>aktueller Zeitschritt</i>
s	<i>Beginn der Füllung der Grobporen</i>
v	<i>Geschwindigkeit</i>
x	<i>Distanz</i>

Wenn sich auf der Grenze zwischen Boden und Geologie ein Sättigungswasserspiegel ausgebildet hat, wird unter gesättigten Verhältnissen die Tiefenperkolation berechnet. Limitiert wird diese durch die Leitfähigkeit des Bodens und der Geologie sowie der Menge des Wassers des Sättigungsspiegels und der bodenwassergehaltsabhängigen Tiefenperkolation. Ist der Untergrund, auf dem sich der Sättigungswasserspiegel ausbildet, durch ein Gefälle geprägt, kann das Wasser im aufgesättigten Bereich lateral abfließen. Dieser Prozess wird Zwischenabfluss genannt und wird im Modell ebenfalls berücksichtigt. Die Tiefenperkolation und der Zwischenabfluss sind Prozesse die gleichzeitig stattfinden, deswegen wird im Modell eine Relation zwischen den beiden Flüssen ermittelt. Diese Relation wird anschließend mit dem vorhandenen Wasser verrechnet.

2.2.4 Schneespeicher

Der Schneespeicher besteht meist aus einem flüssigen und festen Teil, wobei der flüssige Anteil auch fehlen kann. Unterhalb einer bestimmten Grenztemperatur, die im Modell

festgelegt ist, findet eine Schneakkumulation statt. Bei der Überschreitung dieser Temperatur wird Schneeschmelze modelliert. Geht das Modell aufgrund der Tagestemperatur von einer Schneakkumulation aus und existiert kein flüssiger Anteil im Schnee, wird die Verdunstung reduziert. Die Verdunstung bezieht sich auf den flüssigen Anteil, deswegen wird der feste Schneeanteil um den Faktor 0,88 reduziert. Ist flüssiges Wasser in der Schneedecke vorhanden, wird die potentielle Verdunstung zu ~46 % auf die Sublimation und zu ~53 % auf die Flüssigverdunstung verteilt. Die Sublimation wird anschließend mit dem Faktor 0,88 reduziert. Findet kein unterschreiten der Grenztemperatur statt, wird die potentielle Evapotranspiration wie folgt aufgeteilt: 80 % Schneeschmelze, 10,6 % Flüssigverdunstung und 9,4 % Sublimation. Exfiltrierendes Wasser wird anschließend dem Interceptionsspeicher zugewiesen bzw. kann es in den Boden infiltrieren.

2.3 Datengrundlage

Die räumlich verteilten Daten, welche in das Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR einfließen, müssen im Float-Binary-Rasterformat vorliegen. Zudem muss sowohl die Ausdehnung als auch die Auflösung jedes Eingaberasters identisch sein. In diesem Fall wurde das Koordinatensystem WGS 84 / UTM zone 32N – EPSG:32632 verwendet. Die Raster der Eingangsdaten haben eine räumliche Auflösung von 25 m x 25 m.

Die Daten, die das Programm RoGeR zur Berechnung des Bodenwasserhaushaltes braucht, lassen sich in zwei Gruppe unterteilen:

- ◆ Standortspezifische Parameter, wie z.B. nutzbare Feldkapazität, Luftkapazität,...
- ◆ Ereignisbasierte Parameter: potentielle Evapotranspiration, Niederschlag und Temperatur

In Tabelle 2 sind alle benötigten Parameter, sowie ihre Datenherkunft dargestellt.

2.3.1 Standortspezifische Parameter

Die Standortspezifischen Parameter sind zum einen ereignisunabhängige Eigenschaften des Einzugsgebietes, also nicht variable Werte, die sich zumindest in kürzester Zeit nicht verändern werden. Zum anderen sind es Daten, die die Ausgangsbedingungen vor der Modellierung abbilden. Hierunter zählt auch die Vorfeuchte des Bodens.

Tabelle 2: Eingangsparameter des Modells RoGeR. Zusätzlich ist noch die Datenherkunft dargestellt.

Kürzel	Parameter	Einheit	Datengrundlage
ET	Evapotranspiration	mm	Berechnung gemäß FAO (Gras-referenzverdunstung)
N	Niederschlag	mm	regionalisierte Klimadaten, Institut für physische Geographie - Uni Hamburg
T	Temperatur	°C	regionalisierte Klimadaten, Institut für physische Geographie - Uni Hamburg
	Einzugsgebiet		DGM5, Landesforsten RLP
	Landnutzung		Landesforsten RLP
	Versiegelung	%	Landesforsten RLP
	Bodentiefe	cm	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
	mittlerer Grundwasserstand	cm	DGM5, Landesforsten RLP
MPD_v	Dichte der vertikal ausgerichteten Makroporen	1/m ²	Abgeleitet aus der Landnutzung
MPL_v	Länge der vertikal ausgerichteten Makroporen	cm	Abgeleitet aus der Landnutzung
MPD_h	Dichte der hangparallel ausgerichteten Makroporen	1/m ²	Abgeleitet aus der Landnutzung
TP	Tiefenperkolation	mm/h	HÜK250
SL	Oberflächengefälle	%	DGM5, Landesforsten RLP
pWP	permanenter Welkepunkt	Vol.-%	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
nFK	nutzbare Feldkapazität	Vol.-%	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
LK	Luftkapazität	Vol.-%	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
Theta	Vorfeuchte	Vol.-%	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
ks	hydraulische Leitfähigkeit	mm/h	BFD50, Landesamt für Geologie und Bergbau RLP
	Baueme		Forstkartierung
	Urban		hier 0, da eine Waldfläche modelliert wurde
	DGM		DGM5, Landesforsten RLP
	Flow Direction		DGM5, Landesforsten RLP
	Senken		DGM5, Landesforsten RLP

2.3.1.1 Bodeneigenschaften

Zur Modellierung verwendet RoGeR, wie in Tabelle 2 dargestellt, Daten der Feldkapazität, der nutzbaren Feldkapazität, der Luftkapazität, der Bodentiefe und der hydraulischen Leitfähigkeit des gesättigten Bodens. Diese bodenkundlichen Daten wurden für diese Arbeit von dem Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) Rheinland-Pfalz (RLP) als shapefile und Excel Tabelle zur Verfügung gestellt. Der Wert des permanenten Welkepunktes wurde mit Formel 5 anhand der vorhandenen Daten berechnet.

$$pWP = FK - nFK \quad (5)$$

mit

<i>pWP</i>	<i>permanenter Welkepunkt</i>	[Vol. %]
<i>FK</i>	<i>Feldkapazität</i>	[Vol. %]
<i>nFK</i>	<i>nutzbare Feldkapazität</i>	[Vol. %]

Die Daten des LGBs waren in mm angegeben, jedoch braucht das Modell die Angaben in Vol.-%. Hierfür wurden die angegeben Werte durch die entsprechende Bodentiefe geteilt. Zu diesem Zweck wurden die Daten des LGBs, die für jeden Horizont eines Bodentyps

angegeben waren, nach Formel 6 aufaddiert und durch die jeweilige Gründigkeit des Bodens geteilt. Dies geschah für jeden benötigten Bodenparameter.

$$\frac{\text{Parameterwert 1} + \text{Parameterwert 2} + \dots + \text{Parameterwert } n}{\text{Gründigkeit}} \quad (6)$$

Um eine Modellierung zu starten, wird ein Wert für die Vorfeuchte des Bodens benötigt. Dieser Wert wird in dem Modell als Theta bezeichnet. Die Vorfeuchte Theta wurde gleich der Feldkapazität, wie sie in der Kartierung des LGBs festgelegt wurde, gesetzt.

Das Untersuchungsgebiet liegt sowohl in Rheinland-Pfalz als auch im Saarland. Da es nicht möglich war, detaillierte Daten aus dem Saarland zu den Bodeneigenschaften zu bekommen und sich das Gebiet im Saarland nicht sonderlich vom Gebiet in RLP unterscheidet wurde jeder Bodenparameter des rheinlandpfälzischen Gebietes gemittelt und für den westlichen Teil im Saarland eingesetzt.

2.3.1.2 Versiegelung

Um die Verdunstung und den Abfluss richtig abbilden zu können, braucht das Modell Informationen über die Versiegelung des Untersuchungsgebietes. Die Daten hierfür stammen von der Webseite Geofabrik.de, die Shapefiles der OpenStreetMap kostenlos zur Verfügung stellt. Dadurch dass die räumliche Auflösung 25 m x 25 m entspricht, wurden die Verkehrswege nicht berücksichtigt. Lediglich Autobahnen überschreiten eine Breite von 25 m und diese sind im Untersuchungsgebiet nicht zu finden. Berücksichtigt wurden jedoch Parkgelände, Siedlungs- und Industrieflächen. Die Einschätzung der Höhe des Versiegelungsgrades erfolgte mithilfe des Wasser- und Bodenatlases (Umweltministerium Baden-Württemberg und Stuttgart, 2001).

2.3.1.3 Landnutzung und Baumarten

Die Daten der Landnutzung stammen aus unterschiedlichen Quellen. Die Grundlage dieses Eingangsrasters ist ein Landnutzungslayer aus CORINE Daten mit einer Auflösung von 10 ha. Diese wurde mit zusätzlichen Daten über Gewässer, Flüsse und Versiegelung kombiniert. Zum Schluss wurde noch ein Raster vom Nationalparkamt darüber gelegt. Dieses Raster beinhaltet größer aufgelöste Daten über die tatsächliche Baumartenzusammensetzung im NLP. Die Einteilung der Baumarten beruht auf der groben Differenzierung zwischen Laub-, Nadel- und Mischwald. Das Modell bietet die Möglichkeit, dass die Landnutzung Wald individuell weiter aufgeteilt werden kann. Zusätzlich gibt es die Möglichkeit einen sogenannten Baumlayer einzufügen, der die Informationen enthält, um welche Baumarten es sich bei den Waldgebieten handelt. Durch die Benutzung des Baumlayers besteht die Möglichkeit eine zweite Schicht unterhalb der Baumbestände darzustellen.

2.3.1.4 Makroporen

Zur vollständigen Berechnung des Bodenwasserhaushaltes braucht das Programm Informationen über die Makroporen, die sich wie folgt unterteilen lassen:

- Dichte der vertikal orientierten Makroporen pro m²
- Dichte der hangparallel orientierten Makroporen pro m²
- Länge der vertikal orientierten Makroporen in cm

Ihre Parametrisierung erfolgte in erster Linie über die Landnutzung. Für die Dichte der Makroporen ist ebenfalls der Skelettgehalt im Boden entscheidend. Je nachdem, wie groß dieser ist, gibt es gewisse Zuschläge, die in Leistert und Steinbrich (2019) vermerkt sind.

2.3.1.5 DGM

Das digitale Geländemodell (DGM) für den Bereich in RLP wurde von den Landesforsten bereitgestellt. Die räumliche Auflösung lag hierbei bei 5 m x 5 m. Da die Eingangs raster aber die Rastergröße 25 m x 25 m haben sollen, wurden die Daten mittels R und dem Paket *raster* aggregiert. Um den fehlenden saarländischen Teil zu ergänzen wurde der entsprechende Bereich aus dem DGM 200 vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie extrahiert, disaggregiert und mit dem schon vorhandenen DGM verbunden. Daraus ergeben sich zwei verschiedene räumliche Auflösungen für das Untersuchungsgebiet. Auf der Grundlage des DGMs wurden weitere Eingangsparameter mittels R teilautomatisiert: Gefälle in %, die Fließrichtung, aufgeteilt in acht Richtungen und die Senken des DGMs wurden gefüllt.

2.3.1.6 Grundwasserflurabstand

Ein weiterer Parameter, der vom DGM abgeleitet wurde, ist der Grundwasserflurabstand. Dies erfolgte zuerst in ArcGIS, wo das Gewässernetz abgeleitet wurde. Im Laufe der Ableitung wurde hier eine Reklassifizierung durchgeführt. Für diese Arbeit wurde dies wie folgt realisiert: 0-5000 wurde als ‚NoData‘ und >5000 als 1 definiert. Das DGM und das erzeugte Gewässernetz werden dann in Ascii Daten umgewandelt und zur endgültigen Ableitung des Gewässerflurabstandes in SAGA GIS eingelesen. Das Endergebnis wurde zum Schluss noch mit 100 multipliziert, damit der Parameter wie gewünscht in cm angegeben ist. Der genaue Ablauf der Arbeitsschritte ist in Leistert und Steinbrich (2019) aufgeführt.

2.3.1.7 Einzugsgebiet

Das Bodenwasserhaushaltsmodell braucht zur Berechnung ein vordefiniertes Einzugsgebiet. Da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf dem Bodenwassergehalt liegt und nicht auf den Gebietsabfluss, wurde der gesamte NLP als Einzugsgebiet festgelegt. Um

Randeffekte weitestgehend zu vermeiden, wurde um den NLP noch ein 500 m breiter Pufferstreifen als Teil des Einzugsgebietes definiert.

2.3.1.8 Potentielle Tiefenperkolation

Um die potentielle Tiefenperkolation darzustellen wurde auf die Hydrologischen Übersichtskarte (HÜK 250) zurückgegriffen. Eines der sieben Attribute stellt die Durchlässigkeit des geologischen Untergrundes dar. Da die Karte für ganz Deutschland zur Verfügung steht, wurde das entsprechende Gebiet ausgeschnitten und in R-Studio in das verlangte Rasterformat umgewandelt. Wichtig ist hierbei, dass die potentielle Tiefenperkolation durch die Bodengründigkeit begrenzt ist. Das bedeutet, dass die Tiefenperkolation nicht tiefer gehen darf als die Gründigkeit des Bodens, was in entsprechenden Fällen angepasst werden muss.

2.3.2 Ereignisbasierte Parameter

Hierunter fallen die hydrologischen Messwerte wie Temperatur, Niederschlag und potentielle Evapotranspiration. Der Niederschlag und die Temperatur flossen in täglicher Auflösung in das Modell ein und wurden vom Institut für Physische Geographie der Universität Hamburg zur Verfügung gestellt. Die Rasterdaten lagen im GeoTiff Format vor und wurden auf das entsprechende Untersuchungsgebiet zugeschnitten. Danach erfolgte eine Disaggregierung der Rasterdaten von einer räumlichen Auflösung von 250 m x 250 m auf 25 m x 25 m. Die Daten der täglichen Lufttemperatur wurden nicht weiter verändert.

2.3.2.1 Die Gras-Referenzverdunstung ET0

Um von den verfügbaren klimatischen Messgrößen unabhängig zu sein, wird die potentielle Verdunstung in RoGeR nicht selbst berechnet. Aus diesem Grund muss die potentielle Evapotranspiration, als Tageswertraster berechnet, in das Modell eingelesen werden. Die Art, wie die Verdunstung berechnet wird, bleibt dabei dem Anwender selbst überlassen.

Für die Modellierungen in dieser Arbeit wurde die Gras-Referenzverdunstung berechnet, welche auch beim DWD Anwendung findet. Sie wurde von der Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO) eingeführt und basiert auf der Grundlage der PENMAN-MONTEITH-Beziehung (Allen und Pruitt, 1991). Im Vergleich zu anderen Vorgehensweisen, welche eine Verrechnung der Widerstandswerte der entsprechenden Pflanzenkulturen beinhaltet, wird hier von einer Referenzvegetation ausgegangen. Dabei handelt es sich um eine kurze, dichte Grasdecke, die ausreichend mit Wasser versorgt ist und 0,12 m hoch gewachsen ist. Weitere Eigenschaften der Referenzoberfläche sind ein LAI von $2,88 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$, eine Albedo von 0,23, ein stomatärer Widerstand von r_i von 100 s m^{-1} , ein Oberflächenwiderstand r_s von 70 s m^{-1} sowie den aerodynamischen Widerstand r_a von $208/u_2 \text{ s m}^{-1}$ (Calanca et al., 2011).

Durch die vordefinierten Randbedingungen wurde eine einheitliche Methode entwickelt, mit der eine Referenzverdunstung berechnet werden kann, die nur aus den Klimaparametern eines Standortes berechnet wird. Da die Gras-Referenzverdunstung unabhängig vom Pflanzenbestand, der Pflanzenentwicklung und den Bodenwasserverhältnissen eines Standortes ist, erlaubt sie einen Vergleich unterschiedlichster Standorte.

Die Berechnung der Gras-Referenzverdunstung ET_0 erfolgte mit folgender Formel:

$$ET_0 = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 u_2)} \quad (7)$$

mit

ET_0	<i>Gras – Referenzverdunstung</i>	$[mm \text{ Tag}^{-1}]$
R_n	<i>Netto – Strahlung an der Pflanzenoberfläche</i>	$[MJ \text{ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}]$
G	<i>Bodenwärmefluss</i>	$[MJ \text{ m}^{-2} \text{ Tag}^{-1}]$
T	<i>mittlere tägliche Lufttemperatur in 2 m Höhe</i>	$[^{\circ}\text{C}]$
u_2	<i>Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe</i>	$[m \text{ s}^{-1}]$
e_s	<i>Sättigungsdampfdruck</i>	$[kPa]$
e_a	<i>aktueller Dampfdruck</i>	$[kPa]$
$e_s - e_a$	<i>Sättigungsdampfdruckdefizit</i>	$[kPa]$
Δ	<i>Steigungsdampfdruckkurve</i>	$[kPa \text{ } ^{\circ}\text{C}^{-1}]$
γ	<i>psychrometrische Konstante</i>	$[kPa \text{ } ^{\circ}\text{C}^{-1}]$

2.3.2.2 Niederschlag

Der Niederschlag wird als Raster mit Stundenwerten eingelesen. Da die Niederschlagsdaten, die für diese Arbeit zur Verfügung standen, als Tageswertraster vorlagen, wurde der Niederschlag auf zwei unterschiedliche Arten aufgeteilt: gleichverteilt und relativ verteilt. Bei der gleichverteilten Niederschlagsverteilung wurde der Tagesniederschlag entsprechend der gewünschten Niederschlagsdauer geteilt und auf die entsprechende Stundenanzahl pro Tag verteilt. In diesem Fall durch vier und acht. Diese Zeitspannen wurden ausgewählt, da sie um die mittlere gemessene Niederschlagsdauer von rund sechs Stunden lagen.

In einem weiteren Schritt sollte eine relative Niederschlagsverteilung rekonstruiert werden, damit die Niederschlagsereignisse so naturgetreu wie möglich nachgebildet werden konnten. Hierfür wurde eine Untersuchung, wie sie in Abbildung 5 schematisch dargestellt ist, der Niederschlagsdaten der Jahre 1998 bis 2018 an der Klimastation des DWDs in Deuselbach durchgeführt. Eine direkte Übertragung der Regenzeiten der Klimastation mit den regionalisierten Niederschlagsdaten der Uni Hamburg war nicht möglich, da es

manchmal vorkam, dass die Station erst einen Tag später Niederschlag verzeichnete als die Rasterdatensätze.

Zuerst wurde dokumentiert, wann es am Tag geregnet hat. Daraufhin wurde die durchschnittliche Regenzeit pro Tag für jeden einzelnen Monat gemittelt. Anschließend wurden die Stunden pro Monat gezählt, in denen es geregnet hat. Mit der Information, wie lange es im Durchschnitt pro Monat geregnet hat, wurden die Stunden ausgewählt, in denen es in dem jeweiligen Monat am häufigsten geregnet hatte. Schließlich

wurde ermittelt wie hoch der Anteil des Niederschlages der einzelnen Stunden im Vergleich zur Gesamtsumme war. So konnten für diese Zeitspanne relativ verteilte Niederschlagsdaten pro Monat und Jahr erzeugt werden. Da es für die Jahre 1961 bis 1997 keine gemessenen Klimadaten gab, erfolgte für diesen Zeitraum eine Mittelung der berechneten Niederschlagsverteilung pro Monat.

2.4 Überprüfung der Sensitivität der Modellergebnisse

Die statischen Eingangsdaten sollen dazu dienen, die natürlichen Ausgangsbedingungen so gut wie möglich abzubilden. Jedoch ist es nicht immer möglich alle Parameter besonders gut abzuschätzen. Dies kann unter anderem daran liegen, dass der Zugang zu den Daten, welche die entsprechende Auflösung haben oder die gewünschte Genauigkeit aufweisen, nicht immer gegeben ist. Zudem kann nicht immer gewährleistet werden, dass Parameter fehlerfrei gemessen werden können. Aus diesem Grund sollte in dieser Arbeit eine Überprüfung der Sensitivität der Modellergebnisse mit ausgewählten Parametern durchgeführt werden. Hierfür wurden folgende Parameter ausgewählt: Variation der Niederschlagsdauer und des Niederschlagzeitpunktes, sowie die Änderung der potentiellen Tiefenperkolation. Zusätzlich wurde noch untersucht, in welchem Maße sich das Modellergebnis verändert, wenn der optionale Baumlayer verwendet wird.

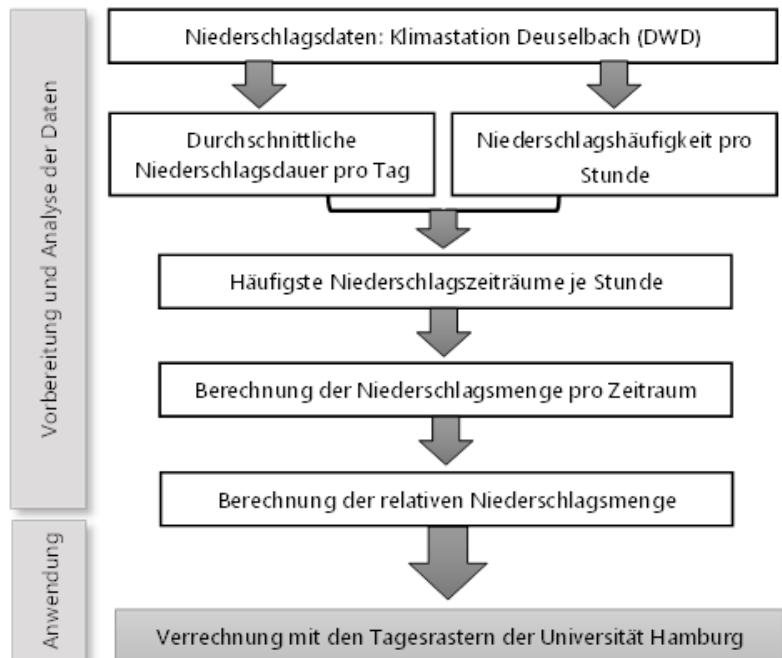


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Berechnung des relativ verteilten Niederschlags.

2.4.1 Niederschlag

Die Veränderung der Niederschlagsdauer und des Niederschlagzeitpunktes wurden gewählt, da es sich bei den Niederschlagsdaten, welche hier als Eingangsdaten genutzt werden, um Tagessummen handelt. Da das Modell aber Stundenwerte als Eingangsdaten voraussetzt, sollte überprüft werden, wie die Veränderung des Niederschlages die Modellergebnisse beeinflussen. Der Tagesniederschlag wurde auf vier und acht Stunden gleichverteilt und die Modellergebnisse wurden mit den Ergebnissen mit der relativen Niederschlagsverteilung (Vergleichsmodellierung) verglichen. Neben dem Vergleich der Sensitivität der Modellergebnisse gegenüber der Niederschlagsdauer, wurde auch der Einfluss des Niederschlagzeitpunktes untersucht. Hierfür wurde der Niederschlag auf vier Stunden von 10 bis 13 Uhr und bei einem weiteren Durchlauf auf die vier Stunden von 16 bis 19 Uhr verteilt. Der Niederschlag für die Modellierung mit einer Niederschlagsdauer von acht Stunden wurde auf die Stunden 8 bis 15 Uhr aufgeteilt. Im weiteren Verlauf der Arbeit werden die Modellierungen wie folgt benannt: Vergleichsmodellierung (VM), 8_h, 4_h_vor und 4_h_nach.

2.4.2 Potentielle Tiefenperkolation

Die Daten für die potentielle Tiefenperkolation stammten aus der HÜK 250 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR). Da die Auflösung dieser Daten mit einem Maßstab von 1:250.000 relativ grob ist und die Werte der potentielle Tiefenperkolation als Spanne von minimalen und maximalen Werten angegeben ist, wurde überprüft, wie groß der Einfluss der potentiellen Tiefenperkolation auf die Ergebnisse ist. Einmal wurde der minimale Wert (TP_min) aus der HÜK 250 und einmal der maximale Wert (TP_max) als Eingangsparameter ausgewählt. Diese wurden anschließend mit der VM verglichen, die mit dem Mittelwert dieser Spanne berechnet wurde.

2.4.3 Baumlayer

Das Modell RoGeR ermöglicht es dem Anwender einen separaten Baumlayer als Eingangsparameter zu formulieren. Deswegen sollte geprüft werden, wie stark die Modellergebnisse davon beeinflusst werden. Da dem Modell noch Informationen zu möglichen Vegetationsschichten unterhalb des Bestandes fehlen, wurde für diese Untersuchung angenommen, dass sich unter dem Wald Gras befindet.

2.4.4 Verarbeitung der Daten

Um Aussagen über den Einfluss der veränderten Parameter treffen zu können, wurden tägliche absolute Differenzen zwischen zwei Modellergebnissen berechnet. Die Raster werden Rasterzelle für Rasterzelle voneinander subtrahiert und betragsweise aufsummiert. So wird verhindert, dass sich die Differenzen gegenseitig aufheben. Auf diese Weise sollen

Gebiete identifiziert werden, die besonders von der Änderung der Eingangsparameter beeinflusst wurden. Anschließend erfolgte eine Betrachtung der Verteilung der gemittelten REW Jahreswerte über das gesamte Untersuchungsgebiet mittels Boxplots. Dies geschah, um zu überprüfen, wie groß die Unterschiede der Modellergebnisse im Vergleich zu VM waren.

2.5 Modellanwendung

Für die retrospektive Modellierung des gesamten Untersuchungsgebiets, wurde der Zeitraum vom 01.01.1961 bis zum 31.12.2018 betrachtet und beinhaltet folglich auch einige Trockenjahre wie zum Beispiel 1976, 2003, 2015 und 2018. Dieser Zeitraum von 58 Jahren wurde ausgewählt, um langfristige und räumliche Trends bezüglich Trockenheit im NLP auszumachen. Die Modellierung erfolgte, wie oben schon angesprochen, für das gesamte Nationalparkgebiet inklusive eines 500 m breiten Pufferstreifens um die Nationalparkgrenze herum. Die Berechnungen wurden auf einem virtuellen Rechner durchgeführt. Pro Modellierungsdurchgang wurde der Bodenwasserhaushalt für fünf Jahre berechnet. Da der Bodenwasserhaushalt einige Zeit braucht, bis er sich eingependelt hat, wurde immer das erste modellierte Jahr verworfen.

2.5.1 Auswertung der Modellergebnisse

Die Modellergebnisse, die für diese Arbeit herangezogen wurden, waren relativer Anteil nFK im Wurzelraum (REW), die Bodenfeuchte in Vol.-% und die aktuelle Evapotranspiration (ETa). Nach der Modellierung wurden diese drei Parameter in täglicher Auflösung in R anhand folgender Gruppen zusammengefasst: Skelettgehalt, Baumartentyp, Bodentyp, Höhenlage und Topographischer Positionsindex (TPI). In Tabelle 3 sind die Gruppen mit ihren Untergruppen und den jeweiligen Charakteristika aufgelistet. Die Zusammenfassung anhand der Bodentypen erfolgte auf der Grundlage der Anbindung zu Wasserquellen, wie zum Beispiel dem Grundwasser. Zusätzlich wurden für die spätere Plausibilisierung des Modellergebnisses die Werte an den Positionen, an denen die Bodenfeuchtemessungen durchgeführt wurden, extrahiert.

2.6 Statistische Auswertungen

Für die Erzeugung der Eingangslayer sowie für die Darstellungen und Auswertungen der Ergebnisse wurde RStudio™ mit der R Version 3.6.1 (2019-07-05) verwendet. Um signifikante Unterschiede zwischen den Modellergebnissen aus der Variation der Eingangsparameter, sowie innerhalb der Gruppen, in die die Daten der retrospektiven Modellierung aufgeteilt wurden auszumachen, wurde zuerst mit einem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung getestet. Mit einem Levene-Test wurden die Daten zusätzlich noch auf Varianzhomogenität getestet. Da es sich bei den Daten um nicht parametrische Daten

handelte, erfolgte ein Kruskal-Wallis Test zur Ermittlung der Signifikanz der Unterschiede. Die Überprüfung der Signifikanz erfolgte mit dem Post-hoc Test Dunn-Bonferroni.

Tabelle 3: Die Gruppen und Untergruppen der räumlichen Auswertung der Modellergebnisse.

Gruppen	Untergruppen	Charakteristika
Baumartengruppen	Gemischt	Laub- und Nadelbäume
	Laubbäume	
	Nadelbäume	
Höhenstufen	Kollin	200 - 400 m ü. NN
	Submontan	400 - 600 m ü. NN
	Montan	> 600 m ü. NN
TPI	Ebene	
	Hang	
	Kammlage	
	Tal	
Bodentypengruppen	Grundwasserböden	Kolluvisol-Gley, Gley-Vega, Gley, Vega
	Stauwasserböden	Braunerde-Pseudogley, Pseudogley
	Terrestrische Böden	Braunerde, Regosol, Kolluvisol, Lockerbraunerde
Skelettgehalt	gering	0 - 10 Vol.-%
	mäßig	10 - 20 Vol.-%
	hoch	20 - 40 Vol.-%
	sehr hoch	> 40 Vol.-%

2.7 Plausibilisierung

2.7.1 Niederschlag und Temperatur

Bevor eine Überprüfung und Plausibilisierung der Modellergebnisse erfolgen kann, muss geprüft werden, wie realitätsnah die Eingangsparameter sind. Aus diesem Grund wurden die regionalisierten Klimadaten mit Stationsdaten der Jahre 2015 bis 2018 von vier Klimastationen in unmittelbarer Nähe zum NLP Hunsrück – Hochwald verglichen. Die Plausibilisierung bezieht sich hierbei auf die täglichen Niederschlags- und Lufttemperaturwerte.

Zuerst wurden die Werte der regionalisierten Klimadaten an den Standorten der Stationen für die Jahre 2015 bis 2018 extrahiert. Beim Extrahieren der Werte wurde nicht nur die betroffene Rasterzelle berücksichtigt, sondern auch die vier Zellen, die der betroffenen Zelle am nächsten lagen. Dies wurde durchgeführt, da davon ausgegangen werden muss, dass sich die Klimastationen nicht in der Mitte ihrer Rasterzelle befindet. So können auch Randeffekte berücksichtig werden. Aus diesen Zellen wurde jeweils ein Tagesmittelwert generiert.

Um eventuelle Inhomogenität zwischen den beiden Datensätzen zu identifizieren, wurde im Zuge der Plausibilisierung eine Doppelsummenanalyse durchgeführt. Dafür wurden die Daten der beiden Messreihen jeweils separat aufsummiert und graphisch gegeneinander aufgetragen. So können Abweichungen optisch schnell ausgemacht werden (Ostrowski, 2009).

2.7.2 Bodenfeuchte

Um zu überprüfen wie sich die modellierten Bodenfeuchtwerte zu den gemessenen verhalten, erfolgte ein direkter Vergleich. Zuerst wurde jedoch der Skelettgehalt, der bei den bodenkundlichen Daten mit eingerechnet war, bei der modellierten Bodenfeuchte herausgerechnet. Dies geschah, weil die Sonden zur Messung der Bodenfeuchte so platziert wurden, dass der Skelettgehalt, der die Messungen beeinflussen könnte, möglichst gering war.

Um die relative Bodenwasserspeicherfüllung (REW) vergleichen zu können, wurden die gemessenen Bodenfeuchten gemäß Formel 1 umgerechnet. Die Werte hierfür wurden aus den gemessenen Daten zur Bodenfeuchte abgeleitet, wobei der volumetrische Bodenwassergehalt beim permanenten Welkepunkt um 2 Vol.-% herunterkorrigiert wurde.

2.8 Risikokarte

Um am Ende der Arbeit einen Überblick über die Flächen im NLP Hunsrück-Hochwald zu bekommen, auf denen eine niedrigere Bodenfeuchte bzw. REW modelliert wurde, sollte eine Übersichtskarte erstellt werden. Diese Karte sollte alle Erkenntnisse der räumlichen Untersuchung in dieser Arbeit vereinen. Das Ergebnis der Auswertung der Gruppenanalyse wurde mit Hilfe der Mittelwerte und der Signifikanz der Unterschiede innerhalb der Gruppen in drei Fraktionen geteilt. Diese bekamen folgende Faktoren zugewiesen:

- ◆ 0 Die Fraktion, mit der höchsten REW
- ◆ 0,5 Die Fraktion, mit mittelhoher REW
- ◆ 1 Die Fraktion, mit der niedrigsten REW

Um den Mittelwert der jeweiligen Untergruppe über den gesamten Zeitraum zu berücksichtigen, wurden die vergebenen Faktoren mit dem Kehrwert des Mittelwertes verrechnet. Die entsprechende Rechnung ist in Gleichung 8.

$$\text{Risikofaktor} = (1 - \text{REW}) * \text{Fraktionsfaktor} \quad (8)$$

Die Flächen der Fraktionen jeder Gruppe wurden anschließend mit dem Wert des Risikofaktors versehen und mit den anderen Gruppenrastern aufsummiert. Zum Schluss

wurden die Bereiche extrahiert, auf denen sich laut der Karte der Landesforsten RLP Flächen mit überwiegend Fichten befinden.

3 Ergebnisse

3.1 Plausibilisierung der Eingangsdaten

Um zu überprüfen, wie gut die Modelldaten mit gemessenen Daten übereinstimmen, wurde zunächst eine Prüfung der Eingangsdaten durchgeführt. In dieser Arbeit wurden die Eingangsdatensätze der Lufttemperatur und des Niederschlags überprüft. Für beide Analysen wurden Doppelsummenkurven für die Jahre 2015 bis 2018 berechnet. Sie sind in den Abbildungen 6 und 7 dargestellt. In beiden Grafiken stellt die rote gestrichelte Linie den idealen Kurvenverlauf dar, wenn die gemessenen Daten an den Klimastationen mit den regionalisierten Daten von der Universität Hamburg übereinstimmen würden.

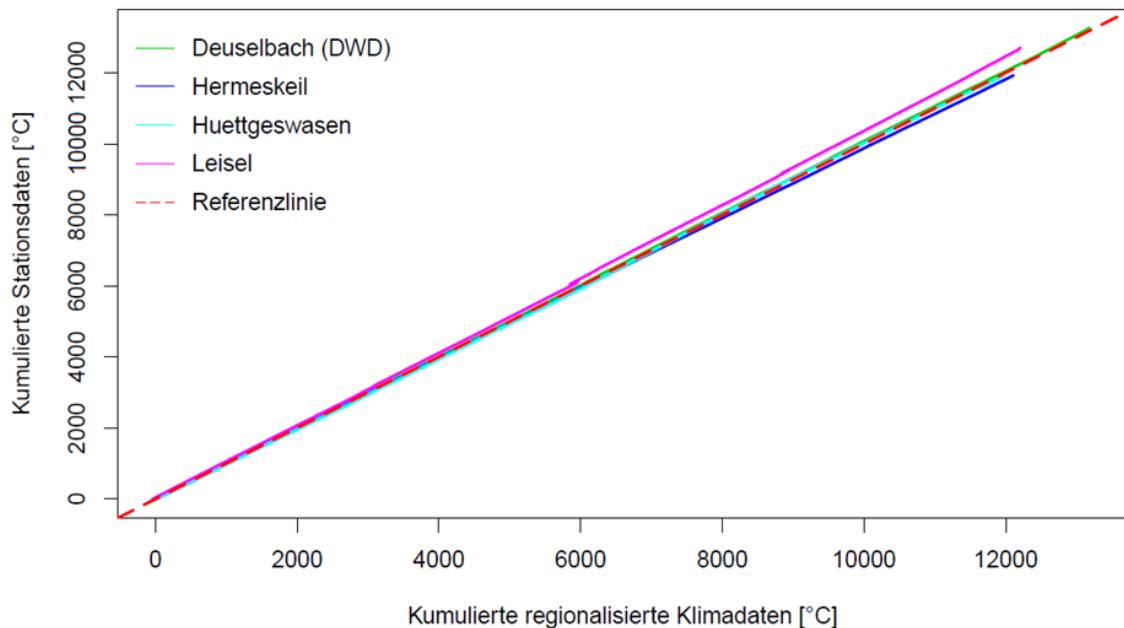


Abbildung 6: Doppelsummenkurven zum Vergleich der regionalisierten Lufttemperatur mit den gemessenen Stationsdaten für die Jahre 2015 bis 2018.

Die Doppelsummenkurven der Lufttemperatur zeigen in Abbildung 6, dass die Daten aller vier Klimastationen sehr nah an der gestrichelten Referenzlinie verlaufen. Am Meisten von dieser Linie weichen die Daten der Klimastation Leisel ab. Dies deutet darauf hin, dass die regionalisierten Daten den wahren gemessenen Wert bei Leisel leicht unterschätzen. Mit steigendem Wert zeigt die Abbildung 6, dass die Abweichung der Daten leicht zunimmt. Ab einem gewissen Zeitpunkt, könnte eine unbekannte Beeinflussung zu dieser Ablenkung der Kurven geführt haben. Da der Abstand zwischen der Referenzlinie und der Doppelsummenkurve für Leisel zunehmend größer wird, kann davon ausgegangen werden, dass es sich um eine anhaltende Beeinflussung handelt.

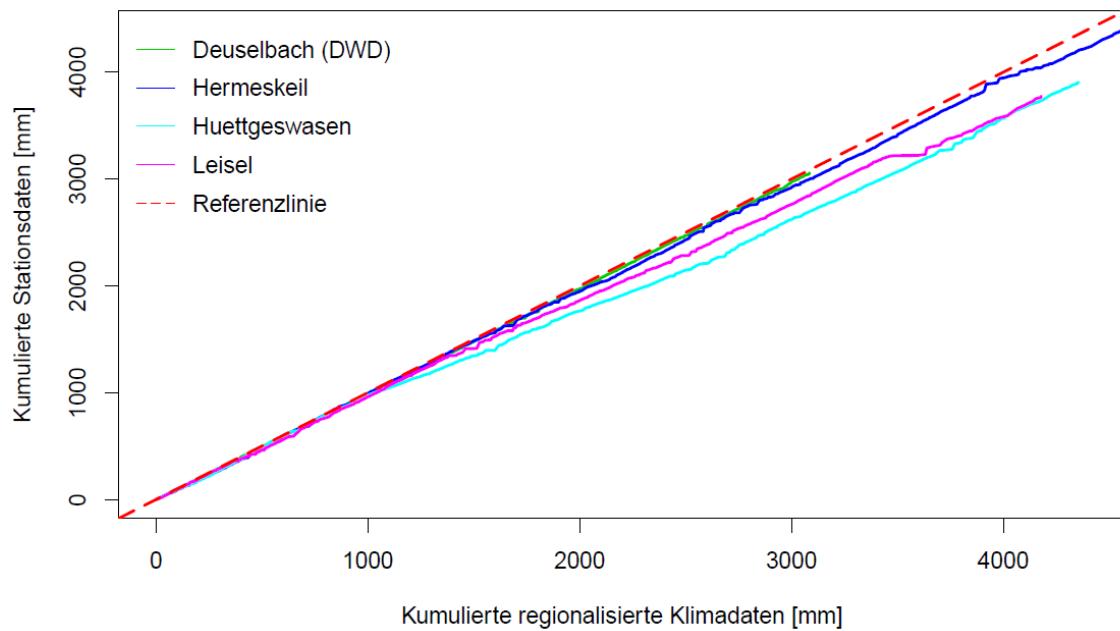


Abbildung 7: Doppelsummenkurven zum Vergleich des regionalisierten Niederschlags mit den gemessenen Stationsdaten für die Jahre 2015 bis 2018.

In Abbildung 7 sind die Doppelsummenkurven der Niederschlagsdaten dargestellt. Hier sind deutliche Abweichungen von der gestrichelten Referenzlinie zu erkennen. Die einzige Klimastation, deren Daten eine hohe Übereinstimmung mit den regionalisierten Daten aufwies, war die Klimastation Deuselbach. Die Doppelsummenkurven der anderen drei Stationen verliefen unterhalb der Referenzlinie. Die größte Abweichung ist dabei bei der Klimastation Huettgeswasen zu beobachten. Die Geraden verlaufen im Großen und Ganzen linear, jedoch werden sie an manchen Stellen entweder nach oben oder unten abgelenkt. Diese Muster wiederholen sich zum Teil mehrmals bei den Geraden. Besonders auffallend ist der waagerechte Abschnitt der Doppelsummenkurve von Leisel. Bei den kumulierten Werten der regionalisierten Klimadaten von 3718 mm bis 3759 mm hat sich eine Art Plateau gebildet. Während die regionalisierten Daten Niederschlag in Höhe von 41 mm anzeigen, maßen die Messstationen nur 9 mm Niederschlag. Des Weiteren sind noch kleine wellenartige Muster in den Kurven zu erkennen. Diese entstehen, wenn der Niederschlag zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgezeichnet wurde. Im Idealfall sollten sich solche Abweichungen aber kompensieren, sodass die Kurve wieder linear verläuft. Dies ist hier jedoch nicht immer der Fall, wodurch der Abstand zur Referenzlinie steigt.

3.2 Plausibilisierung der modellierten Bodenfeuchte

3.2.1 Beschreibung der gemessenen Bodenfeuchte

Um einen Überblick über die gemessenen Bodenfeuchtedaten zu bekommen sind in Abbildung 8 die Ergebnisse der drei Bodenfeuchtemessflächen für die beiden Tiefen 30 cm und 60 cm dargestellt.



Abbildung 8: Ergebnisse der Bodenfeuchtemessungen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Dargestellt sind die Mittelwerte ($n = 10$) der drei Messstationen r01, r02 und r03 in a) 30 cm und b) 60 cm Tiefe. Die Standardabweichung ist als hellerer Bereich um die Kurven eingezeichnet.

Die eingezeichneten Linien sind die jeweiligen Mittelwerte von je 10 Messsonden. Die Standardabweichung ist durch das transparente Band um den Mittelwert eingezeichnet. Die Messungen begannen, wie in Abbildung 8 zu sehen ist, zu unterschiedlichen Zeitpunkten.

Zuerst lässt sich feststellen, dass es zwischen den drei Messstationen eindeutige Unterschiede gibt. Die gemessene Bodenfeuchte an der Messstation r02 waren in 30 cm Tiefe am höchsten, während die gemessenen Werte von r03 die niedrigsten waren. Für die Werte in 60 cm Tiefe konnte dasselbe beobachtet werden. Außerdem ist der Bereich der Standardabweichung um den Mittelwert in Abbildung 8 b) bei allen drei Messstationen

größer, als bei den Messungen in 30 cm Tiefe. Neben dem abweichenden Schwankungsbereich der 10 Sonden ist auch auffallend, dass die Bodenfeuchte in 60 cm Tiefe sensitiver auf einen Anstieg zu reagieren scheint. Die gemessene Bodenfeuchte im tieferen Bereich stieg in den feuchteren Monaten deutlich schneller und höher, als das in 30 cm Tiefe der Fall war. Allerdings konnte für die trockeneren Monate beobachtet werden, dass die Bodenfeuchte nach einem Niederschlagsereignis in 30 cm mehr zunahm, als in einer Tiefe von 60 cm.

Obwohl sich die Höhe der gemessenen Bodenfeuchte aller drei Messstationen in den beiden Tiefenstufen unterscheidet zeigt Abbildung 8, dass sich die Verläufe der Kurven ähneln. Sie verlaufen vergleichbar parallel und steigen bzw. sinken meistens zu denselben Zeitpunkten. In den Wintermonaten wurden an allen drei Messstationen die maximalen Werte gemessen.

Im Februar 2019 zeigt die Abbildung, dass die Bodenfeuchte am Messstation r01 im Vergleich zu den anderen Werten dieser Messreihe stark ansteigt. Die Bodenfeuchte in der tieferen Tiefenstufe stieg dabei innerhalb kürzester Zeit von 26,5 Vol.-% auf 50,1 Vol.-%, was dem 1,8 fachen des Ausgangswertes entsprach. Im Verlauf des gesamten Messzeitraumes konnte kein vergleichbarer Anstieg dokumentiert werden und auch bei den anderen beiden Messflächen konnte kein Anstieg in dem Ausmaß beobachtet werden. Allerdings wurde im selben Zeitraum auch bei den anderen Flächen ein Anstieg der Bodenfeuchte aufgezeichnet. Dieser Anstieg führte auch bei den Messungen in 30 cm Tiefe zur maximal gemessenen Bodenfeuchte. Jedoch unterschieden sich diese nicht allzu sehr von anderen Maxima der jeweiligen Messreihe.

Da die Messungen im Frühjahr 2018 begannen, konnten Daten über zwei Sommer und einen Winter gesammelt werden. Der Vergleich der beiden Tiefenstufen über die Sommer 2018 und 2019 ergab, dass für alle drei Messflächen im Sommer 2019 eine niedrigere minimale Bodenfeuchte gemessen wurde, als im Jahr davor. Die Messungen in 30 cm Tiefe zeigten dabei die deutlich niedrigeren Werte an. Hier waren die Werte im Sommer 2019 zwischen 1,0 Vol.-% und 2,7 Vol.-% niedriger. Der Unterschied in 60 cm Tiefe fiel mit einer Spanne von 0,6 Vol.-% bis 1,0 Vol.-% nicht ganz so deutlich aus. Für beide Tiefenstufen konnten die größten Differenzen bei den Messdaten der Fläche r02 nachgewiesen werden.

3.2.2 Vergleich mit den Modellergebnissen

Für die Überprüfung der Plausibilität der Modellergebnisse anhand gemessener Daten konnte nur das Jahr 2018 betrachtet werden. Bevor die Daten verglichen wurden, erfolgte erst die Ableitung von REW aus der gemessenen Bodenfeuchte. Abbildung 9 zeigt sowohl den Mittelwert der gemessenen REW der beiden Tiefenstufen, als auch die

Modellergebnisse für die drei Messflächen r01, r02 und r03. Da es sich bei den Werten der abgeleiteten REW um einen Mittelwert aus den Ergebnissen von 10 Messsonden handelte, ist zusätzlich die tägliche Standardabweichung als transparentes Band dargestellt.

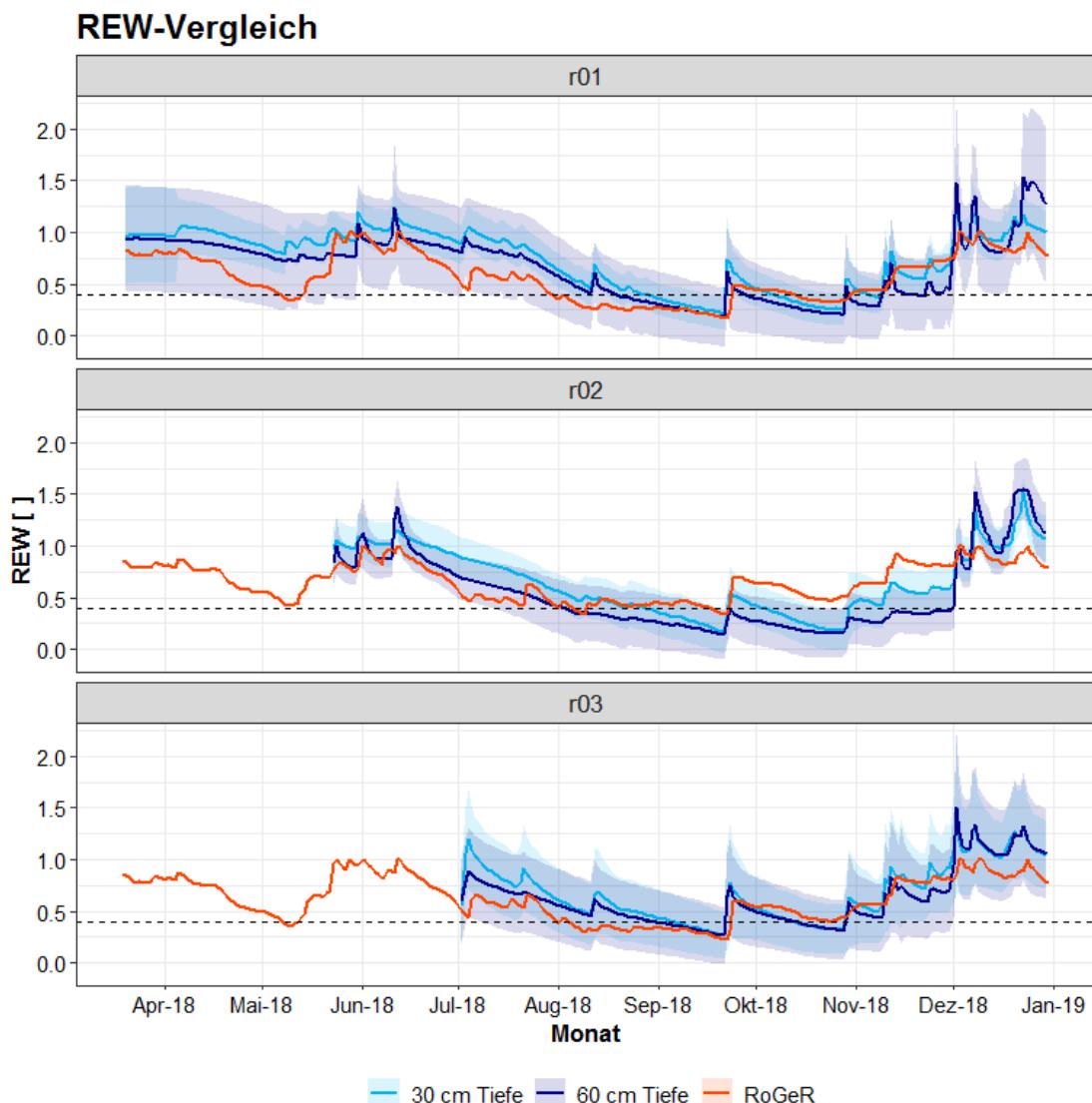


Abbildung 9: Vergleich der modellierten REW mit den Ergebnissen der abgeleiteten REW der gemessenen Bodenfeuchte ($n = 10$) an den drei Messflächen r01, r02 und r03. Die gestrichelte Linie markiert den REW Wert 0,4.

Die Auswertung der Kurven in Abbildung 9 für die Messfläche r01 ergab, dass die modellierten Daten oft unterhalb der gemessenen Daten verliefen. Jedoch sind ähnliche Trends in den drei Kurven zu erkennen. Das bedeutet, dass größere Änderungen sowohl in den gemessenen, als auch in den modellierten Daten zu erkennen waren. Die Messungen bei r01 begannen im März 2018. In den ersten Monaten bis Juni ist auffallend, dass die modellierte REW deutlich anders verläuft, als die aus den Messdaten abgeleitete. Während die abgeleitete REW bei beiden Messtiefen langsam sanken und nur geringe Steigungen aufwiesen, nahm die modellierte REW bis Mitte Mai deutlich ab. Anschließend stieg die Kurve wieder stark an, bis die modellierte REW einen ähnlich hohen Wert hatte, wie die

abgeleitete REW in 30 cm Tiefe. Über die Sommermonate sank die REW sowohl bei den gemessenen, als auch den modellierten Daten. Dabei war auffällig, dass die modellierte REW im Juni stärker stieg, als die der gemessenen Werte. Der Verlauf der Kurven im Juli verlief ähnlich. Zwar überlagern sich die Kurven nicht, jedoch sind bei allen drei die gleichen Peaks zu erkennen. Allerdings treten die Peaks der Kurve der modellierten REW ein wenig später auf. Ab Anfang September 2018 nähern sich die drei Kurven an, wodurch der Abstand zwischen den Kurven kleiner wird. Im letzten Monat des betrachtenden Zeitraums verläuft die REW in 60 cm Tiefe zum Teil oberhalb der gemessenen Daten in 30 cm Tiefe, was vorher nicht beobachtet werden konnte. Die Schwankungen der REW in 60 cm Tiefe waren größer als bei den anderen beiden Messreihen und überschritten hier deutlich die REW von 1.

Die Ergebnisse der Messfläche r02 sind ebenfalls in Abbildung 9 dargestellt. Für die Sommermonate konnte beobachtet werden, dass die modellierte REW stärker schwankte als die REW der gemessenen Daten. Während die Kurven der abgeleiteten REW keinerlei größere Schwankungen erkennen lassen, weist die Kurve der modellierten REW deutliche Peaks auf. Überdies schwankte die modellierte REW zwar stark in diesem Zeitraum, doch die Höhe der REW sank zwischen Juli und Mitte September nur geringfügig. Ein deutlicher Unterschied zwischen den drei Zeitreihen ist, dass die abgeleitete REW bis Mitte September auf ein Minimum von 0,14 bzw. 0,17 sank, während das Minimum der modellierten Daten im September bei 0,33 lag. Ab diesem Zeitpunkt ist der Unterschied zwischen den gemessenen und den modellierten Daten zwar größer, aber der Verlauf der drei Kurven ist ähnlich. Genau wie bei r01 überstiegen die Werte der abgeleiteten REW öfter den Wert 1. Im Dezember konnten Werte bis zu 1,55 beobachtet werden.

Für die Messfläche r03 konnte ähnliches wie bei den ersten beiden beobachtet werden (Abbildung 9). Auch hier wird der REW-Wert 1 im Juli und im Dezember überschritten. Außerdem ähnelt sich der Verlauf der drei Kurven sehr.

Für alle drei Messflächen konnten Zeiträume ausgemacht werden, in denen die Daten übereinstimmten oder zumindest ähnliche Werte aufwiesen. Zudem konnte an allen drei Flächen beobachtet werden, dass in den Monaten Juli bis September die Änderungen der modellierten Werte im Vergleich zu den gemessenen ausgeprägter waren. In Abbildung 9 ist zudem zu erkennen, dass die abgeleitete REW der gemessenen Daten an der Messfläche r03 in den Sommermonaten ebenfalls stärkere Schwankungen aufwies als die Daten der anderen beiden Flächen. Die Einbeziehung des Bereichs der Standardabweichung SD zeigte, dass sich die modellierte REW meistens innerhalb des Schwankungsbereichs der abgeleiteten REW befand. Nur bei der Messfläche r02 gab es Zeiträume, in denen dies nicht zutraf.

3.3 Auswertung der Trockenstressindices

Die retrospektive Modellierung wurde für insgesamt 58 Jahre von 1961 bis 2018 durchgeführt. Die Modellergebnisse wurden in einem ersten Schritt für die Vegetationsperiode eines jeden Jahres gemittelt. Anschließend wurde die Verteilung der Werte über das Untersuchungsgebiet als Boxplot dargestellt. Diese Darstellung ist in Abbildung 10 für die Parameter REW und ETa zu sehen.

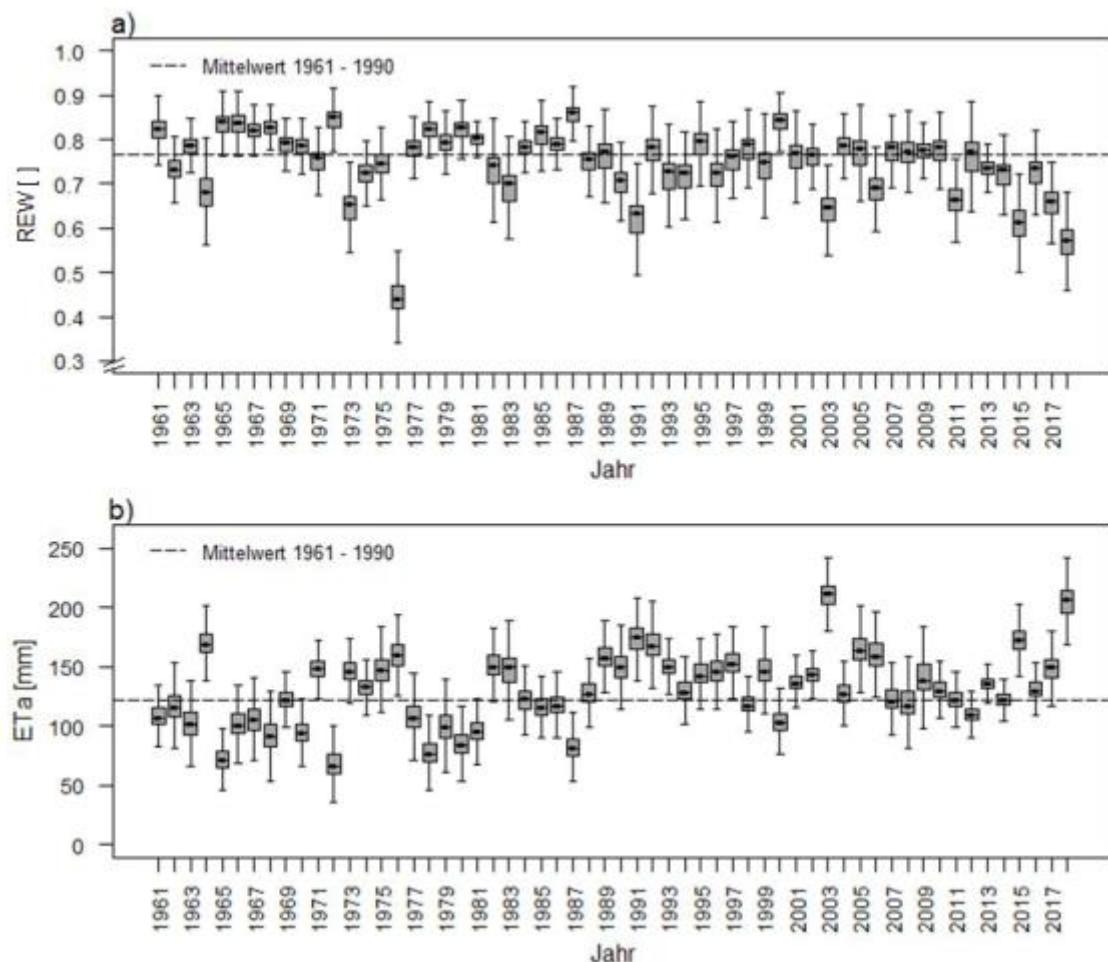


Abbildung 10: Ergebnisse der retrospektiven Wasserhaushaltsmodellierung für die Jahre 1961 bis 2018: Mittelwerte der Vegetationsperiode (April - September) für a) REW und b) ETa ($n = 238\,965$ Zellen pro Jahr).

Die Darstellung der REW in Abbildung 10 a) lässt erkennen, dass einige Jahre besonders niedrige Werte aufwiesen. Insbesondere das Jahr 1976 mit einem Gebietsmittelwert von 0,46 fällt hierbei auf. Es ist das Jahr, für das mit Abstand die niedrigste REW modelliert wurde. Der zweitniedrigste Mittelwert konnte für das Jahr 2018, mit einem Wert von 0,58, beobachtet werden. In Abbildung 10 a) ist auch der Mittelwert über die letzte Klimanormalperiode, also von 1961 bis 1990, eingezeichnet. Dieser Mittelwert belief sich auf 0,76 und ist als gestrichelte Linie dargestellt. Es ist zudem auch deutlich zu erkennen, dass dieser Mittelwert vor allem in den letzten acht Jahren, bis auf eine Ausnahme, unterschritten wurde. Neben 1976 und 2018 weisen auch die Jahre 1973, 1991, 2003, 2011 und 2015 deutlich niedrigere Werte auf, als die restlichen Jahre. Obwohl kein eindeutiger

Trend ausmachbar ist, kann an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass der Streuungsbereich trockenerer Jahre tendenziell größer war, als der Streuungsbereich von nasseren Jahren, die eine höhere REW aufwiesen.

Während die REW in den letzten Jahren abnahm, steigt im Gegensatz dazu die aktuelle Evapotranspiration an. Diese ist in Abbildung 10 b) mit einem Mittelwert von 122,03 mm in der Klimanormalperiode dargestellt. Auch hier sind die Daten der Vegetationsperioden gemittelt und anschließend als Boxplots dargestellt worden. Seit 1988 befinden sich die Gebietsmittelwerte fast ausschließlich oberhalb der gestrichelten Linie. Für die Jahre 2003 und 2018 konnten die zwei höchsten Gebietsmittelwerte beobachtet werden, während für das Jahr 1972 der tiefste Mittelwert modelliert wurde. Auffällig ist auch, dass der Streuungsbereich der Mittelwerte in den letzten Jahren enger geworden ist. Das heißt, während es in den 60ern und 70ern zu großen Schwankungen der ETa kam, lagen die Mittelwerte der letzten Jahre näher beieinander, bis auf die Jahre 2003 und 2018. Eine genaue Betrachtung aller Mittelwerte lässt eine Art Wellenmuster über die gesamte Zeitreihe erkennen.

Neben der Betrachtung der Gebietsmittelwerte der REW wurde noch eine räumliche Untersuchung durchgeführt. Hierfür wurde die Anzahl der Tage in der Vegetationsperiode aufaddiert, an denen der REW-Wert von 0,4 unterschritten wurde. In Abbildung 11 sind ausgewählte Jahre dargestellt, die eine besonders hohe Tagesanzahl mit $REW < 0,4$ aufwiesen. Abgebildet sind die Jahre 1973, 1976, 1991, 2003, 2011, 2015 und 2018.

In den Jahren 1976 und 2018 wurde an einigen Stellen der REW-Wert im Untersuchungsgebiet öfter unterschritten als an anderen. Auf allen acht Darstellungen wiesen das nordöstliche und das südwestliche Ende des Untersuchungsgebiets stellenweise eine höhere Anzahl an Tagen auf. Insbesondere im Jahr 2018 ist dies gut zu erkennen. Die Auswertung der einzelnen Monate ergab, dass die meisten Tage mit einer REW unter 0,4 in den Monaten Juli und August lagen. In diesen Monaten unterschritten die nordöstlichen und südwestlichen Bereiche den Grenzwert zum Teil bis zu 30 Tage lang. Lediglich für das Jahr 2011 traf dies für den Monat Mai zu.

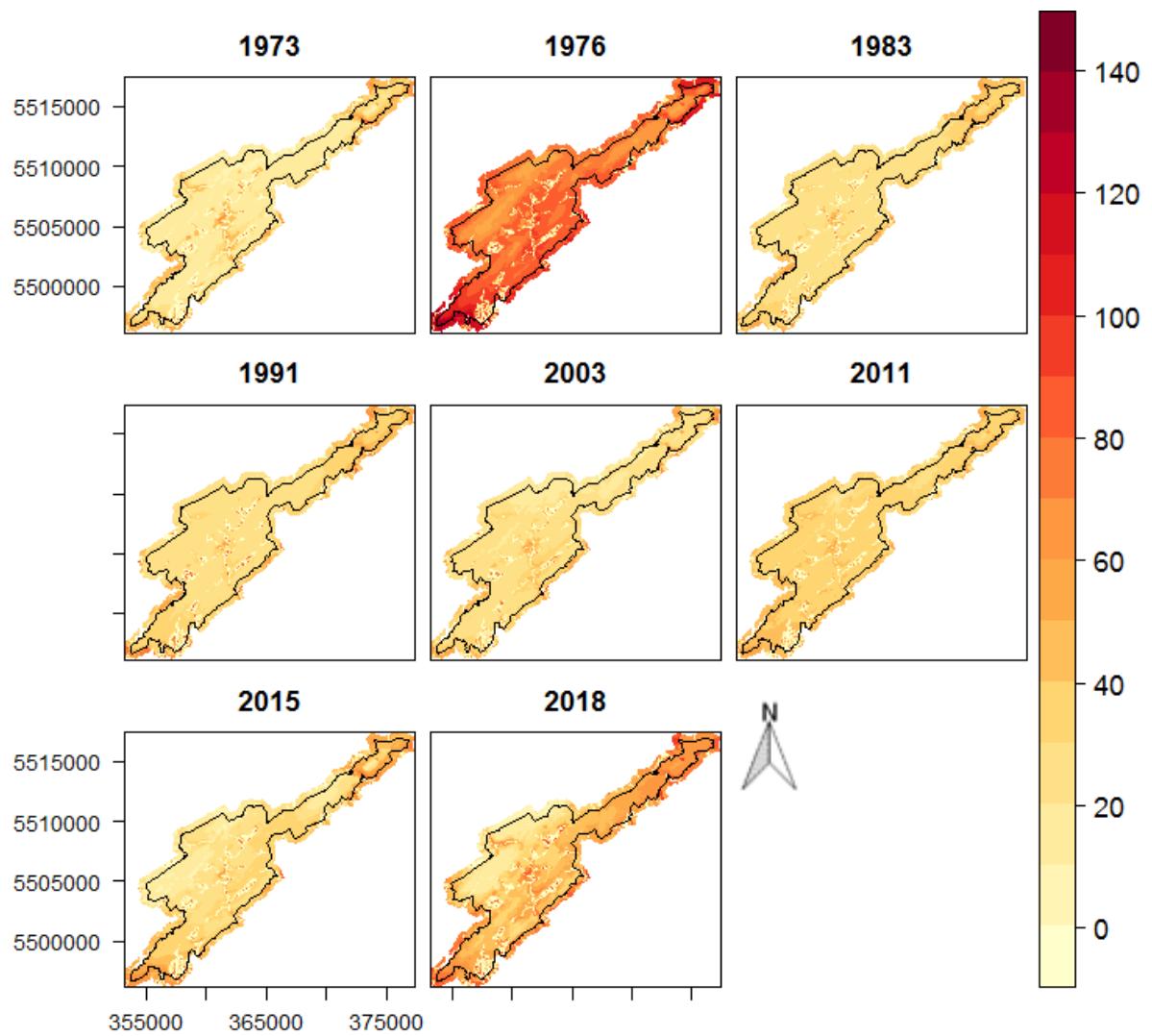


Abbildung 11: Tagesanzahl während der Vegetationsperiode (April - September) unterhalb REW von 0,4 für die trockensten acht Jahre im Untersuchungszeitraum (1961 - 2018) im NLP Hunsrück-Hochwald.

Zudem ist auffällig, dass es innerhalb des NLPs Muster gibt, die in allen sieben Trockenjahren vorkommen. Am deutlichsten sind diese im Jahr 1976 ausgeprägt. Zum einen sind linienartige Strukturen im Zentrum, zum anderen flächige Muster im Südwestlichen Bereich des Untersuchungsgebiets erkennbar. An diesen Stellen sind besonders wenige Tage der Unterschreitungen zu beobachten. Diese Muster finden sich ebenfalls in den Monatswerten wieder. Selbst wenn die relative Bodenwasserspeicherfüllung im überwiegenden Teil des Untersuchungsgebietes fast 31 Tage unter 0,4 liegt, scheint dieser Bereich kaum von einer niedrigen REW betroffen zu sein (Abbildung A. 6 – 7, S. 79). Eine Überprüfung der Lage dieser Muster ergab, dass in diesen Bereichen das Grundwasser oberflächennah ansteht.

Aus Abbildung 11 kann noch eine weitere Information entnommen werden. Im nordwestlichen Bereich des NLPs sind vor allem 1976 und 2018 Bereiche zu erkennen, in denen eine geringere Anzahl an Tagen $< 0,4$ beobachtet werden konnten. Dort befinden sich

mit bis zu 817 m ü. NN die am Höchsten gelegenen Flächen des gesamten NLPs. Im restlichen Untersuchungsgebiet liegt die maximale Höhe, bis auf einige wenige Ausnahmen, bei etwa 680 m ü. NN.

3.3.1 Stratifizierte Auswertung

Die gruppierte Auswertung fand für die folgenden fünf Gruppen statt: Baumartengruppen, Höhenstufen, TPI, Bodentypengruppen und Skelettgehalt. Auch hier wurden die Parameter REW und ETa betrachtet. Hierfür wurde für jedes Jahr ein Mittelwert der Vegetationsperiode gebildet und mit den anderen Jahren verglichen. Neben der REW soll auch kurz auf den Vergleich der ETa eingegangen werden. Diese Ergebnisse sind in den Abbildungen A. 8 – 12 (S. 80 ff) zu finden. Der Vergleich der REW im Laufe des Untersuchungszeitraums ergab, dass die Kurven jeder Untergruppe ähnlich verlaufen. Die REW wird im Trend geringer.

Da durch das Bodenwasserhaushaltsmodell zum Zeitpunkt der retrospektiven Modellierung lediglich eine Differenzierung der Waldflächen nach Laub-, Nadel- und Mischwald möglich war, konnte die Auswertung der Baumarten nur aufgrund dieser drei Untergruppen erfolgen. In Abbildung 12 ist zu erkennen, dass sich die drei Untergruppen kaum unterscheiden. Der Unterschied belief sich dabei maximal um ein Tausendstel des REW Indexes. Etwas höhere Werte konnten dabei bei Flächen mit reinem Nadelbaumvorkommen beobachtet werden. Gemischte Flächen wiesen tendenziell niedrigere Werte auf.

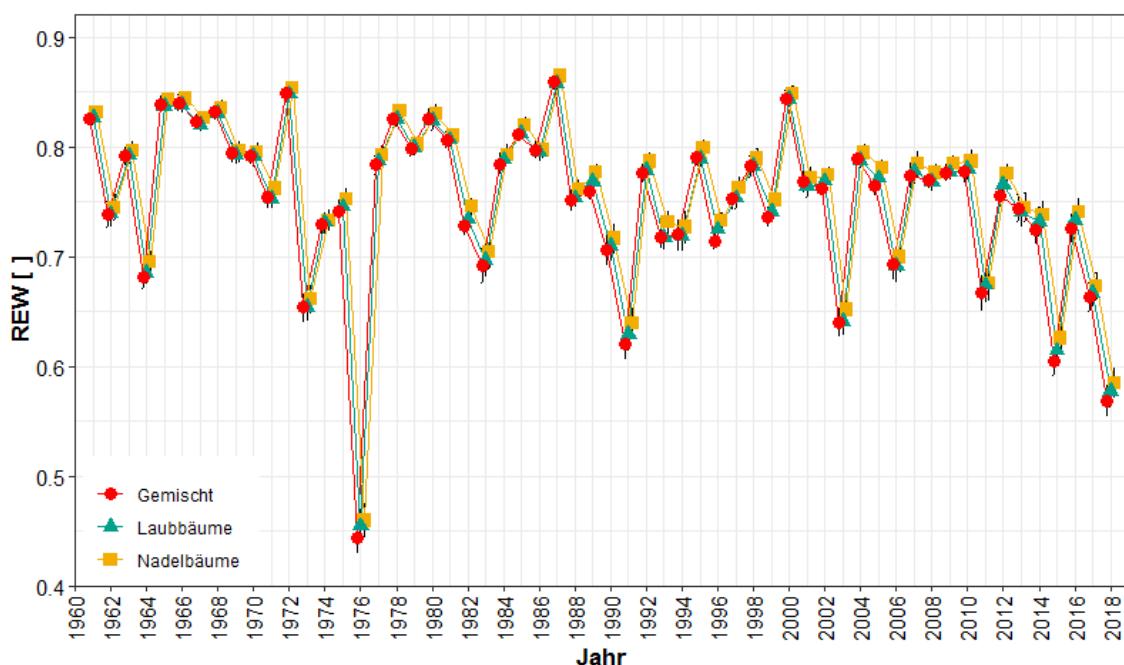


Abbildung 12: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Baumartengruppen (n = 238 965 Zellen).

Obwohl sich die REW nur geringfügig unterschieden, wurde trotzdem ein Test auf signifikante Unterschiede durchgeführt (Tabelle 4). Wie zu erwarten ergab dieser, dass sich die Flächen mit den gruppierten unterschiedlichen Baumarten nicht signifikant unterschieden. Tabelle 4 zeigt auch, dass im NLP auf den meisten Flächen Nadelbäume wachsen. Die Waldflächen, auf denen sowohl Nadel- als auch Laubbäume zu finden sind, wiesen den niedrigsten Mittelwert der REW auf, aber auch die höchste Standardabweichung. Diese Flächen sind im NLP auch am Wenigsten vertreten.

Tabelle 4: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Baumartengruppen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt. Je Untergruppe (n = 58 Jahre).

Baumartengruppen	Gebietsanteil	REW		ETa	
		%	Mittelwert	SD	1 LB
1 Laubbäume (LB)	34,2	0,7517	0,0728		
2 Nadelbäume (NB)	40,4	0,7586	0,0723	n.s.	n.s.
3 Gemischt	12,9	0,7497	0,0751	n.s.	n.s.

Signifikanzniveau: (*** 0,001; ** 0,01; * 0,05; . 0,1

Die genauere Betrachtung der ETa ergab, dass auch hier die Ergebnisse nicht sehr verschieden waren. Lediglich die ETa der Flächen mit Nadelbäumen war etwas geringer als die Ergebnisse der anderen beiden Untergruppen. Auch diese Unterschiede sind als nicht signifikant einzuschätzen, was in Tabelle 4 zu sehen ist.

Eine weitere Gruppe bildete die Unterteilung des NLPs in die drei Höhenstufen *kollin*, *submontan* und *montan*. Diese Ergebnisse sind in Abbildung 13 abgebildet.

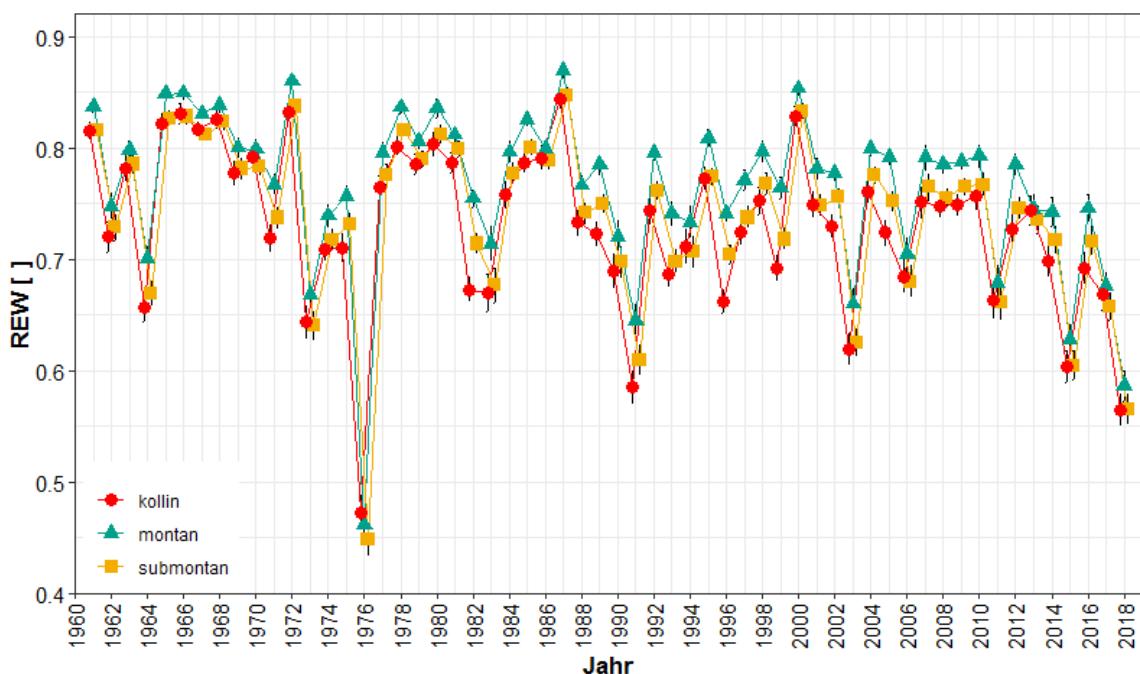


Abbildung 13: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Höhenstufen (n = 238 965 Zellen).

Ergebnisse

Mit einem geringen Abstand war die REW auf den *montanen* Höhenstufen meist am höchsten, während sich die Werte von *kollin* und *submontan* ähnlich verhielten. Wobei die REW der *kollinen* Bereiche vorwiegend am geringsten waren. Nur im Jahre 1976 wiesen diese *kollinen* Flächen eine leicht höhere REW auf, als die anderen beiden Flächen. Die Unterschiede zwischen den Zeitreihen wurden auf ihre Signifikanz untersucht. Diese Signifikanz ist in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Höhenstufen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58).

Höhenstufen	Gebietsanteil	REW			REW		ETa	
		%	Mittelwert	SD	1 kollin	2 submontan	1 kollin	2 submontan
1 kollin		0,6	0,7296	0,0727				
2 submontan		48,4	0,7387	0,0736	n.s.		n.s.	
3 montan		51,0	0,7640	0,0725	**	.	n.s.	n.s.

Signifikanzniveau: (***) 0,001; (**) 0,01; (*) 0,05; (.) 0,1

Es konnte festgestellt werden, dass sich nur die Daten *kollin* und *montan* mit einem p-Wert von 0,008 signifikant unterschieden. Zwischen der ETa der drei Höhenstufen konnten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die prozentualen Anteile der einzelnen Höhenstufen im Untersuchungsgebiet sind ebenfalls in Tabelle 5 dargestellt. Die *kolline* Fläche entsprach weniger als einem Prozent des Untersuchungsgebiets, während die meisten Flächen der *montanen* Höhenstufe zugeordnet werden konnten.

Abbildung 14 stellt die Ergebnisse der Gruppe TPI dar. Während sich die REW der *Ebene*, der *Kammlage* und des *Hangs* ähnelten, war die REW im *Tal* tendenziell am höchsten.

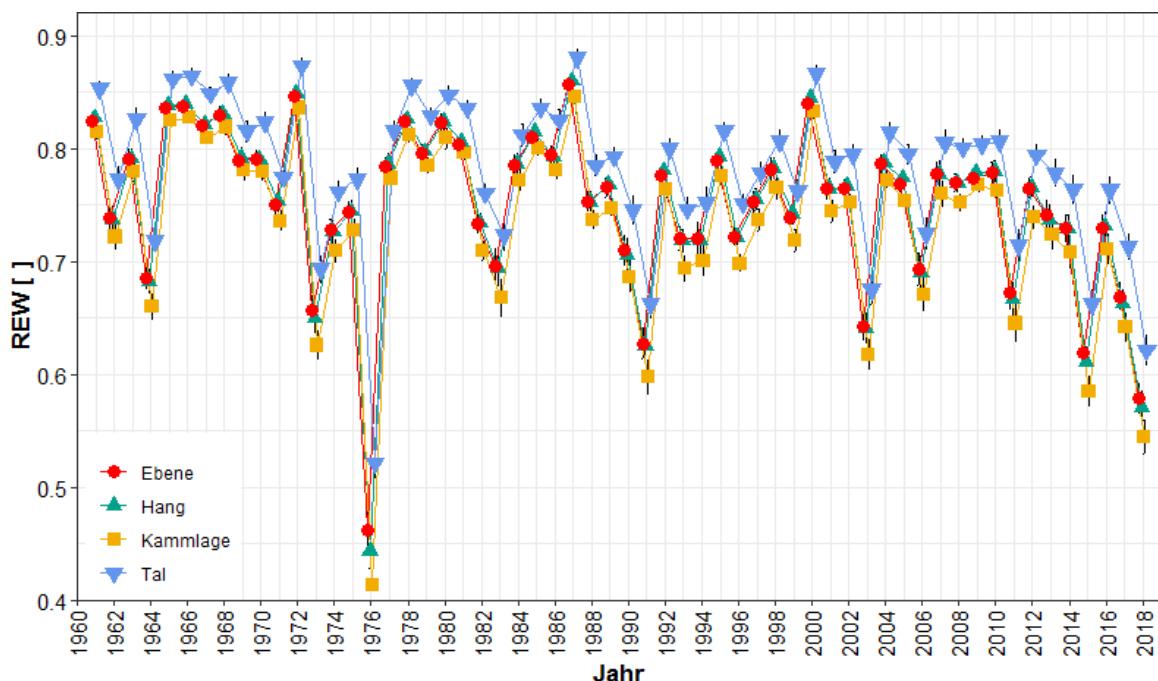


Abbildung 14: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: TPI (n = 238 965 Zellen).

Obwohl sich die Daten dreier Untergruppen ähnlich verhielten, war die REW der *Kammlage* immer die geringste. Die REW der *Ebene* und des *Hangs* waren über den gesamten Zeitraum nahezu identisch. Lediglich in trockeneren Jahren wurde der Abstand zwischen der REW größer. Hierbei konnte beobachtet werden, dass die REW des *Hangs* dann geringer war als die der *Ebene*. In nasseren Jahren verhielt es sich umgekehrt, dann war die REW der *Ebene* minimal geringer. Die Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der TPI. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58 Jahre).

TPI	Gebietsanteil		REW			REW			ETa		
	%	Mittelwert	SD	1 Ebene	2 Hang	3 Kammlage	1 Ebene	2 Hang	3 Kammlage		
1 Ebene	51,0	0,7508	0,0714								
2 Hang	41,8	0,7506	0,0748	n.s.						n.s.	
3 Kammlage	3,4	0,7330	0,0790	n.s.	n.s.					n.s.	n.s.
4 Tal	3,8	0,7817	0,0667	.	.	***				n.s.	n.s.

Signifikanzniveau: (***) 0,001; (**) 0,01; (*) 0,05; (.) 0,1

Nur der Unterschied zwischen *Tal* und *Kammlage* war signifikant (p-Wert < 0,0006). Zu den anderen beiden Untergruppen verhielten sich die Werte des *Tals* zwar nicht signifikant unterschiedlich, aber mit einem p-Wert > 0,09 ist doch ein Trend zu erkennen.

Der Vergleich der ETa ergab, dass sich die Werte zwischen den Untergruppen minimal unterschieden. Außer in den Jahren 1976, 2003, 2015 und 2018. Hier war die ETa im *Tal* am höchsten, dann kamen die Werte der *Ebene*, des *Hangs* und am niedrigsten war sie auf der *Kammlage*. Am deutlichsten waren diese Unterschiede im Jahr 1976. Der Test auf signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen der ETa ergab allerdings keine Ergebnisse. Tabelle 6 zeigt auch die Gebietsaufteilung der Untergruppen im Untersuchungsgebiet, sowie die Mittelwerte über den gesamten Betrachtungszeitraum. Die REW Mittelwerte der *Ebene* und des *Hangs*, die mit insgesamt 92,8 % den Großteil des Gebietes ausmachten, unterschieden sich minimal. Der Vergleich zur *Kammlage* war nicht signifikant, jedoch war dieser Mittelwert der geringste dieser Gruppe.

Der Abstand zwischen den Untergruppen der Bodentypengruppen war in diesem Fall deutlicher als bei den vorherigen Gruppen. Abbildung 15 lässt erkennen, dass die *Grundwasserböden* über die Jahre die höchste REW aufwiesen.

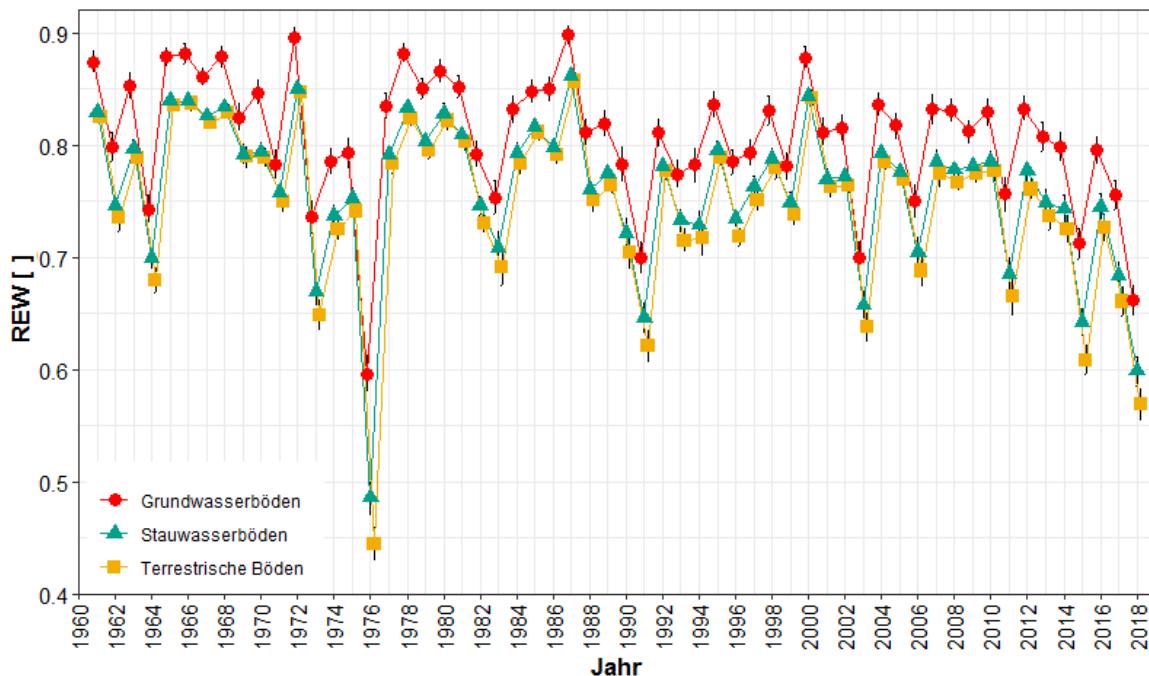


Abbildung 15: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Bodentypengruppen ($n = 238\,965$ Zellen).

Die REW der *terrestrischen Böden* und *Stauwasserböden* ähnelten sich über den gesamten Zeitraum. In den Jahren mit niedrigerer REW entsteht aber ein Abstand zwischen den Untergruppen, wobei die Werte der *terrestrischen Böden* tiefer sanken, als die der *Stauwasserböden*. Der Abstand zwischen den einzelnen Böden war im Jahr 1976 am Größten. Die Ergebnisse des Tests auf signifikante Unterschiede sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen der Bodentypengruppen. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt ($n = 58$ Jahre).

Bodentypengruppen	Gebietsanteil	REW			ETa	
		%	Mittelwert	SD	1 GB	2 SB
1 Grundwasserböden (GB)	2,6	0,8072	0,0583		***	
2 Stauwasserböden (SB)	16,5	0,7598	0,0670			***
3 Terrestrische Böden	80,9	0,7480	0,0745	***	n.s.	***

Signifikanzniveau: (*** 0,001; (**) 0,01; (*) 0,05; (.) 0,1

Dieser Test ergab, dass sich die Untergruppe *Grundwasserböden* hoch signifikant von den anderen beiden unterscheidet. Ähnliches konnte auch für die Auswertung der ETa beobachtet werden. Am meisten verdunstete dabei von den *Grundwasserböden*. Der Wert entsprach hier dem 1,5-fachen der anderen beiden Untergruppen. Die Unterschiede zwischen den Untergruppen waren auch hier zwischen den *Grundwasserböden* und den beiden anderen hoch signifikant verschieden. Aus Tabelle 7 kann auch abgelesen werden, dass hauptsächlich *terrestrische Böden* im Untersuchungsgebiet zu finden sind.

Zum Schluss sollen noch die Ergebnisse der Auswertung des Untersuchungsgebiets entsprechend dem Skelettgehalt erfolgen. Auch diese REW Ergebnisse sind in Abbildung 16 dargestellt.

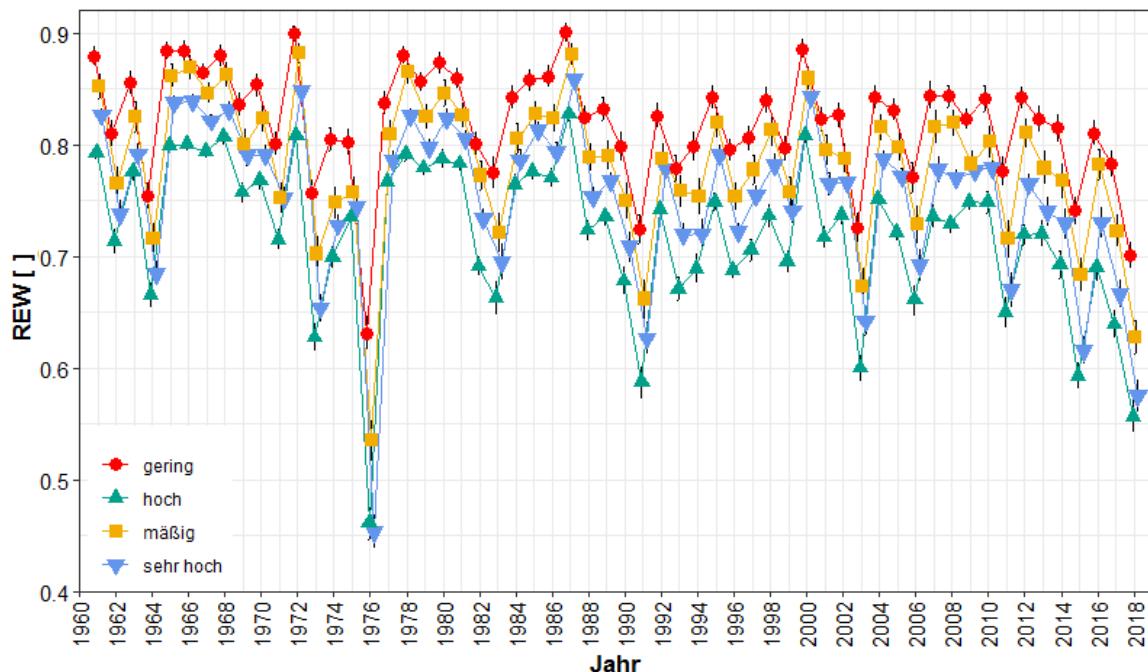


Abbildung 16: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten REW für die Jahre 1961 bis 2018: Skelettgehalt (n = 238 965 Zellen).

Die höchsten Werte wurden für die Bereiche mit einem niedrigen Skelettgehalt modelliert und die niedrigsten für die Flächen mit einem hohen Skelettanteil im Boden. Im Jahre 1976 sanken auch hier die REW stärker, als bei allen anderen Jahren. Hierbei ist auffällig, dass die Untergruppe mit den geringeren Skelettgehalten lediglich auf einen REW Wert von 0,63 sank, während die anderen drei unter 0,55 sanken. Die Ergebnisse der Untersuchung hinsichtlich signifikanter Unterschiede sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Ergebnisse der Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen den Untergruppen des Skelettgehaltes. Zusätzlich sind noch der prozentuale Flächenanteil am Untersuchungsgebiet und die jeweiligen REW Mittelwerte mit ihrer Standardabweichung dargestellt (n = 58 Jahre).

Skelettgehalt	Gebietsanteil	REW		REW			ETa			
		%	Mittelwert	SD	1 gering	2 mäßig	3 hoch	1 gering	2 mäßig	3 hoch
1 gering		0,7	0,8197	0,0513						
2 mäßig		0,3	0,7823	0,0648	*			***		
3 hoch		1,3	0,7195	0,0698	***	***		***	n.s.	
4 sehr hoch		97,7	0,7513	0,0731	***			***	**	n.s.

Signifikanzniveau: (*** 0,001; ** 0,01; * 0,05; . 0,1

Alle Untergruppen unterschieden sich signifikant zu den Flächen mit *geringem* Skelettgehalt. Zu den beiden Untergruppen *hoch* und *sehr hoch* war der Unterschied hoch signifikant. Aber auch die Werte der Untergruppe *mäßig* unterschieden sich mit einem p-

Wert von 0,01 signifikant von den Werten mit *geringem* Skelettgehalt. Des Weiteren konnten auch hoch signifikante Unterschiede zwischen *mäßig* und *hoch* ausgemacht werden.

Für die Unterschiede der ETa konnten ebenfalls signifikante Unterschiede ausfindig gemacht werden. Die Werte der Flächen mit *geringem* Skelettgehalt unterschieden sich zu all den anderen Untergruppen hoch signifikant. Auch der Unterschied zwischen *mäßig* und *sehr hoch* war signifikant. An dieser Stelle soll noch kurz erwähnt werden, dass sich der Kurvenverlauf der ETa des Skelettgehaltes deutlich anders verhält, als die der anderen Gruppen (Abbildung A. 12, S. 82). Während die Werte der anderen Gruppen zwischen 0,25 mm und 1,25 mm ETa pro Tag schwankten, wiesen die Auswertung der Skelettgehalte Werte zwischen 0,39 mm und 1,86 mm auf. Diese Beobachtung könnte mit den geringen Gebietsanteilen dreier Untergruppen zusammenhängen. Dadurch sind die Werte der ETa, aber auch der REW spezifischer. Die geringe SD der REW unterstützt diese Überlegung.

Neben der Signifikanz stellt Tabelle 8 auch den prozentualen Flächenanteil und den Mittelwert der REW über den modellierten Zeitraum dar. Auffallend ist hierbei, dass das gesamte Untersuchungsgebiet zu 97,7 % der Untergruppe *sehr hoch* zugeordnet werden kann. Die REW Mittelwerte zeigen, dass die Werte der Untergruppe *hoch* die niedrigste REW aufwies, während die Flächen mit *sehr hohem* Skelettgehalt im Trend eine höhere REW zeigten. An dieser Stelle muss erwähnt werden, dass die Untergruppe *sehr hoch* Flächen mit einem Skelettgehalt von 40 – 100 Vol.-% beinhalteten, während der Skelettgehalt der Untergruppe *hoch* bei 20 – 40 Vol.-% liegt.

3.4 Verhältnis ETa/ETp

Einige der Ergebnisse des Verhältnisses zwischen ETa und ETp sind in Abbildung 17 dargestellt. Bei den Ausgangsdaten handelte es sich um Summen über den Zeitraum, für den die schrittweise Modellierung der 58 Jahre durchgeführt wurde. Aus diesem Grund zeigen die Abbildungen das Verhältnis für jeweils 4 bzw. 5 Jahre. Die acht abgebildeten Zeiträume wurden ausgewählt, da hier die räumlichen Unterschiede des Verhältnisses am Deutlichsten zu erkennen waren. Da es sich bei den absoluten Werten um Summen über mehrere Jahre handelt, muss davon ausgegangen werden, dass dieses Verhältnis nur gewisse Trends abbilden kann. Denn durch feuchtere Jahre könnte der Effekt von trockeneren Jahren abgeschwächt werden.

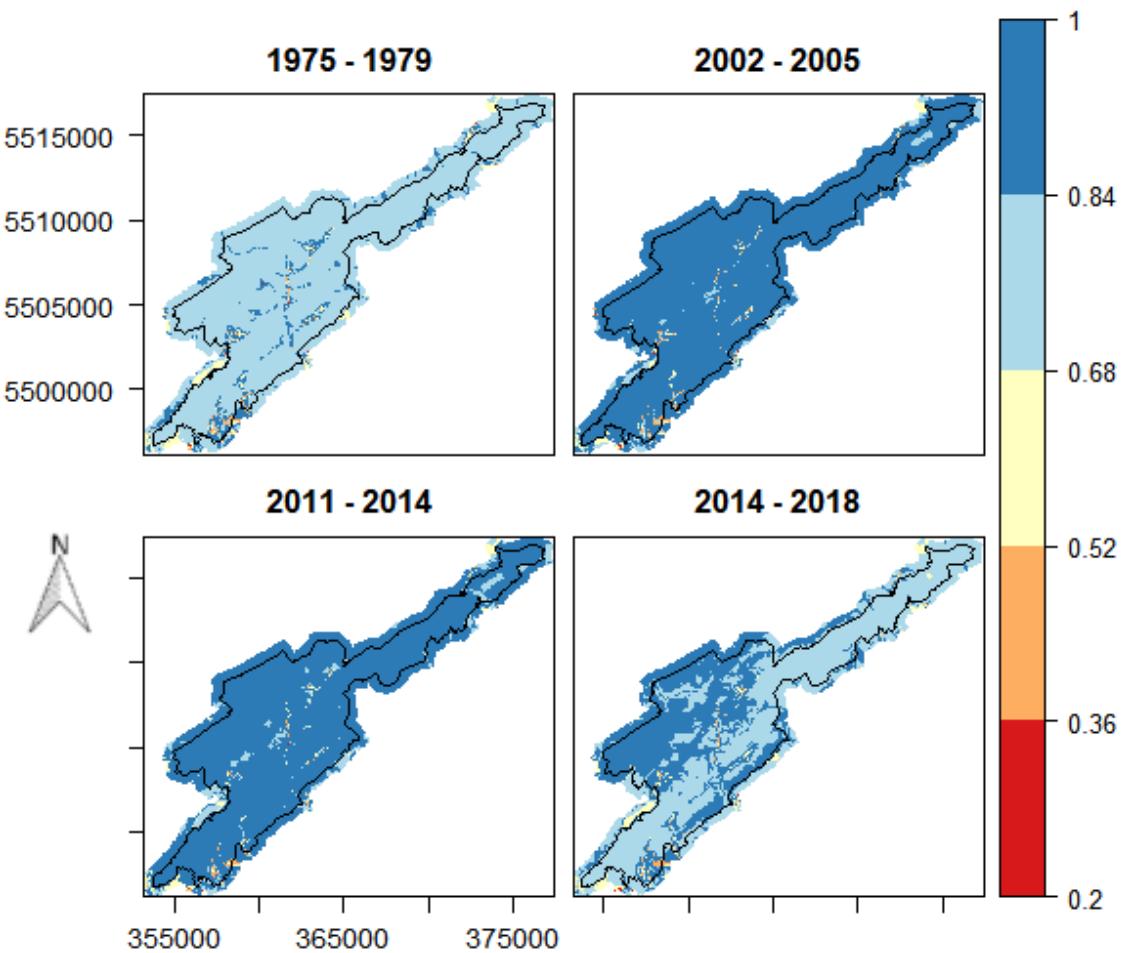


Abbildung 17: Räumliche Verteilung des ETa/ETp Verhältnisses für ausgewählte Zeiträume.

Dennoch können einige Muster in Abbildung 17 ausgemacht werden. Die Zeiträume 1975 – 1979 und 2014 – 2018 wiesen über den gesamten NLP das geringste mittlere ETa/ETp Verhältnis mit 0,8 und 0,83 auf. In den beiden Teilabbildungen ist zu erkennen, dass einige Bereiche im Zentrum des NLPs sowohl höhere Werte aufwiesen, als auch deutlich niedrigere. Im Südosten ist ebenfalls eine größere Fläche, die Werte von bis zu 0,25 aufweist. Die Abbildungen der anderen Zeiträume zeigen ebenfalls einige Muster auf, die so auch bei den hier nicht gezeigten Zeiträumen beobachtet werden konnten. Im Zentrum des NLPs sind einige Bereiche, die im Vergleich zum restlichen Gebiet ein niedrigeres ETa/ETp Verhältnis aufwiesen. Dasselbe konnte auch für im nordöstlichen gelegenen Bereich beobachtet werden. Abbildung 17 lässt zudem erkennen, dass es einige Flächen im Südwesten, als auch im Zentrum des NLPs gibt, die ein sehr geringes ETa/ETp Verhältnis für den jeweiligen Zeitraum abbilden. Die ETa an diesen Stellen war demnach deutlich geringer als die ETp.

3.5 Variationen der Eingangsdaten

3.5.1 Vergleich der Modellbilanzen

Tabelle 9 umfasst die Mittelwerte der Bilanzen, die RoGeR nach einer Modellierung pro Modelldurchlauf erzeugt hat. Bei den Werten in der Tabelle handelt es sich um Mittelwerte welche aus den Jahren 2002 und 2003 berechnet wurden.

Tabelle 9: Bilanzwerte der einzelnen Modelldurchgänge im Vergleich. Hierbei handelt es sich um Gesamtsummen der Jahre 2002 und 2003, die das Modell am Ende des Modelldurchgangs ausgegeben hat.

Variationen	Einheit	Vergleichsmodellierung		Regen		Tiefenperkolation		Baumlayer vorhanden
		VM	8_h	4_h_vor	4_h_nach	TP_min	TP_max	
Niederschlag								
Dauer	h/d		5.5	8	4	4	5.5	5.5
Menge	mm		2373.9	2373.9	2373.9	2373.9	2373.9	2373.9
Evapotranspiration								
Aktuell	mm		725.1	723.8	725.7	725.8	739.7	725.0
Potentiell	mm		848.5	848.8	848.8	848.8	848.5	1378.4
Infiltration								
Gesamt	mm		2029.8	2035.3	2044.2	2049.4	2029.6	2029.8
Matrix	mm		2027.6	2033.6	2042.4	2047.6	2027.6	2027.6
Makroporen	mm		2.06	1.49	1.72	1.71	1.92	2.09
Zwischenabfluss								
Gesamt	mm		304.1	320.1	370.6	368.5	3295.0	256.6
Matrix	mm		26.6	27.9	35.5	35.4	350.6	22.0
Makroporen	mm		277.5	292.2	335.1	333.2	2944.4	234.7
Oberflächenabfluss								
Gesamt	mm		130.7	129.9	143.0	143.6	595.1	124.1
Tiefenperkolation								
Gesamt	mm		1547.7	1550.6	1532.2	1531.2	928.9	1556.1
Fluss aus dem Gebiet			15.8	15.5	25.9	26.6	241.2	12.9
								14.0

Der Vergleich der Niederschlagsdauer ergab, dass der Oberflächenabfluss und somit auch der Fluss aus dem Gebiet anstiegen, wenn die Dauer des Niederschlagereignisses sank. Der Unterschied der Werte zwischen der Vergleichsmodellierung (VM) und 8_h fiel nur minimal aus, wohingegen der Unterschied zwischen VM und 4_h_vor bzw. 4_h_nach höher ausfiel. Auffallend ist auch, dass die Werte der Infiltration und des Zwischenabflusses der VM im Vergleich zu den anderen Niederschlagsvariationen am geringsten waren. Beide Parameter nahmen von dem achtstündigen Niederschlagsereignis zum vierstündigen Ereignis zu. Jedoch war so ein Anstieg von 8_h zu VM nicht zu beobachten, obwohl die Niederschlagsereignisse von VM durchschnittlich 5,5 h dauerten. Die größte Abweichung zwischen VM und der Variationen im Niederschlag ist beim Gesamtwischenabfluss zu beobachten.

Die Ergebnisse der 4_h_vor und 4_h_nach Modellierungen, mit den unterschiedlichen Zeitpunkten des Niederschlagereignisses, zeigten nur geringe Abweichungen. Die größten Abweichungen waren bei der Matrixinfiltration, dem Makroporenzwischenabfluss und dem Fluss aus dem Gebiet zu beobachten. Jedoch waren die Unterschiede mit maximal 5 mm pro Jahr verhältnismäßig gering.

Die Gegenüberstellung der VM mit den Ergebnissen der Variation der Tiefenperkolation ergab, dass sich VM und TP_max lediglich geringfügig unterschieden. Am höchsten waren die Unterschiede beim Zwischenabfluss und dem Oberflächenabfluss, wobei die Werte von TP_max geringer waren. Die Tiefenperkolation war bei TP_max jedoch höher. Im Gegensatz dazu konnten größere Abweichungen zwischen VM und TP_min beobachtet werden. Während die Infiltrationsmenge ähnlich hoch war, stieg der Gesamtwert des Zwischenabflusses von TP_min auf etwa das 10,8-fache im Vergleich zu VM. Am meisten war dabei der Zwischenabfluss der Matrix betroffen. Dieser stieg sogar um das 13-fache an. Neben dem Zwischenabfluss war der Oberflächenabfluss bei TP_min ebenfalls deutlich höher.

Sowohl ETp, als auch ETa fielen bei der Modellierung mit Baumlayer deutlich höher aus, als bei VM. Der Wert der ETa lag circa 1,3-mal über dem von VM. Eine ähnlich hohe Differenz konnte auch bei der ETp beobachtet werden. Hier war der Wert der Modellierung mit Baumlayer um das 1,5-fache höher als der bei VM. Die Menge der Tiefenperkolation wichen ebenfalls mit einem um 223 mm geringeren Wert deutlich von VM ab.

3.5.2 Vergleich der Jahresmittelwerte

Im folgenden Kapitel sind die Modellergebnisse dargestellt. Es werden jedoch nur die Jahresmittelwerte von 2003 betrachtet, da sich diese ähnlich zu VM verhalten wie die Werte von 2002. Die Abbildungen für 2002 sind im Anhang dargestellt (Abbildungen A. 13 – 14, S. 83). Außerdem ist 2002 das erste Jahr der Modellierung und da ein Modell eine gewisse Zeit braucht, bis es sich eingependelt hat, wurde dieses Jahr für die folgenden Betrachtungen verworfen. Jedoch

Die Unterschiede zwischen den Modellierungen der unterschiedlich verteilten Niederschläge fielen gering aus. In Abbildung 18 sind die Verteilungen der Jahresmittelwerte der REW über das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt. Die Boxplots zeigen keine großen Unterschiede zwischen VM und den unterschiedlichen Niederschlagsmodellierungen. Lediglich der Median und das Ausmaß der Streuung bei 8_h unterscheiden sich zu VM. In absoluten Zahlen betrug der Unterschied des Medians von 8_h zu VM 0,008. Der Unterschied der Standardabweichung war mit 0,0004 ebenfalls geringer. Abbildung 14 lässt erkennen, dass sich der Median zwischen VM und den 4_h Modellierungen ebenfalls nur gering unterschied. Es ist ebenso zu sehen, dass die Verteilung der potentiellen Ausreißer bei allen vier Modellarten eine ähnliche Verteilung aufweist.

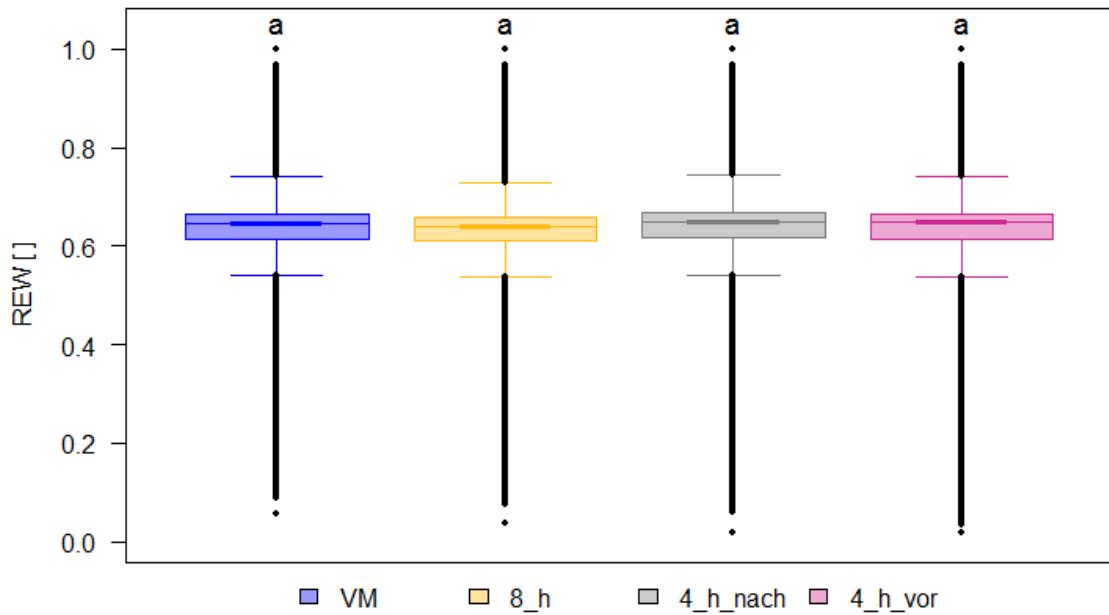


Abbildung 18: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM, 8_h, 4_h_nach und 4_h_vor. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt ($n = 238\,965$ Zellen).

Der Test zur Ermittlung von signifikanten Unterschieden bei REW ergab, dass sich weder 8_h noch 4_h_vor bzw. 4_h_nach signifikant von VM unterscheiden. Zu demselben Schluss kam auch der Vergleich von 4_h_vor und 4_h_nach. Es konnten also keine signifikanten Unterschiede zwischen den REW Modellergebnissen nachgewiesen werden.

Die Auswertung der Verteilung der Gebietsjahresmittelwerte der potentiellen Tiefenperkolation ist in Abbildung 19 dargestellt. Diese verdeutlicht, dass sich die Modellierungen VM und TP_max nicht sonderlich unterscheiden. Mit den Medianwerten von 0,7384 und 0,7382 war der Unterschied nur minimal. Auch die Standardabweichung verhielt sich bei beiden Modellierungen ähnlich. Der Unterschied lag hier bei 0,0001 und konnte nach der Prüfung auf einen signifikanten Unterschied, als nicht signifikant eingestuft werden.

Der Vergleich zwischen VM und TP_min ergab jedoch einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Modellierungen. In Abbildung 19 kann sowohl eine Abweichung des Medianwertes, als auch eine breitere Streuung der Modellergebnisse von TP_min beobachtet werden. Sowohl der Median, als auch die Standardabweichung von TP_min war um 0,025 höher als bei VM. Unter Einbezug der potentiellen Ausreißer kann jedoch gesagt werden, dass sich die Verteilung dieser Werte zwischen den einzelnen Modellierungen nicht sehr unterscheiden.

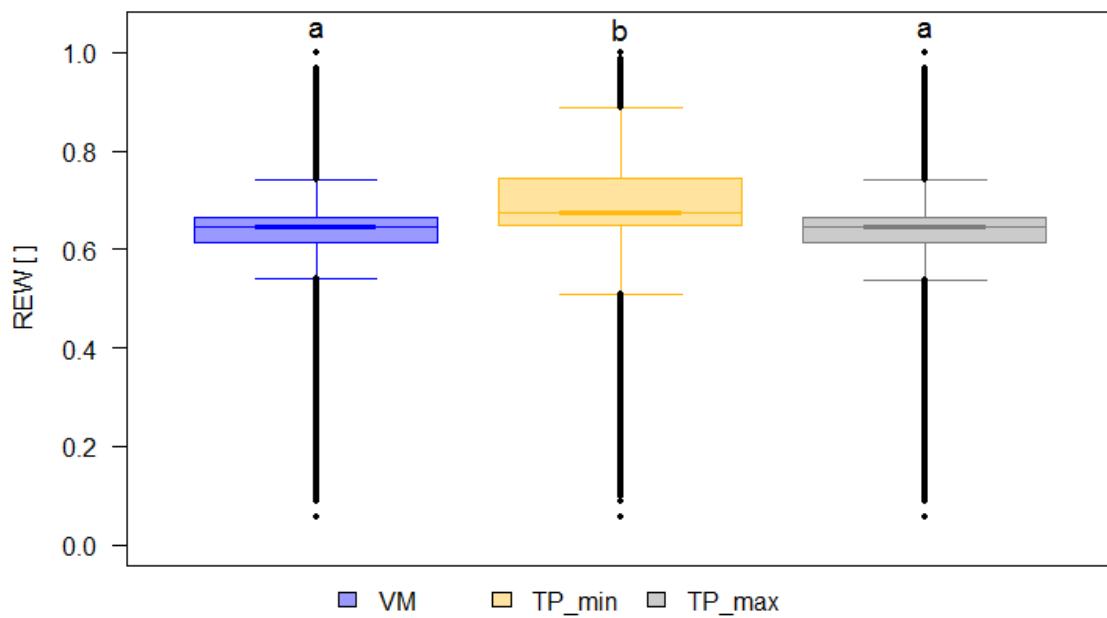


Abbildung 19: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM, TP_min und TP_max. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt ($n = 238\,965$ Zellen).

Die Verwendung des Baumlayers führte bei REW zu niedrigeren Werten im Vergleich zu VM. In Abbildung 20 ist zu erkennen, dass sich der Median und die Streuung der beiden Modellierungen deutlich unterscheiden. Die Standardabweichung ist mit 0,08 knapp 1,3-mal so hoch wie bei der VM. Auch hierfür wurde der Unterschied der Modellergebnisse auf Signifikanz getestet. Dies ergab, dass diese beiden Modellergebnisse signifikant verschieden waren.

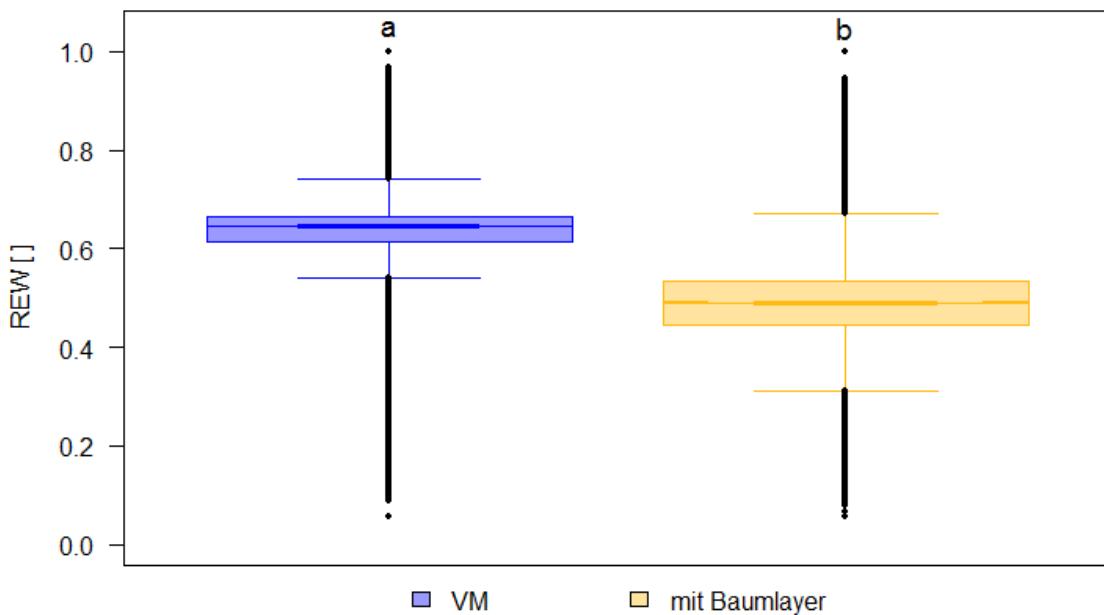


Abbildung 20: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2003 für die Modelldurchläufe VM und mit Baumlayer. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt ($n = 238\,965$ Zellen).

3.5.3 Räumliche Unterschiede

Um die räumliche Verteilung der Unterschiede zwischen der VM und den anderen Modellergebnissen auszumachen, wurden Differenzraster angefertigt, die die summierten Differenzbeträge für ein ganzes Jahr abbilden. Die Unterschiede der Modellierungen mit den veränderten Niederschlagsdauern und -intensitäten sind in Abbildung 21 dargestellt.

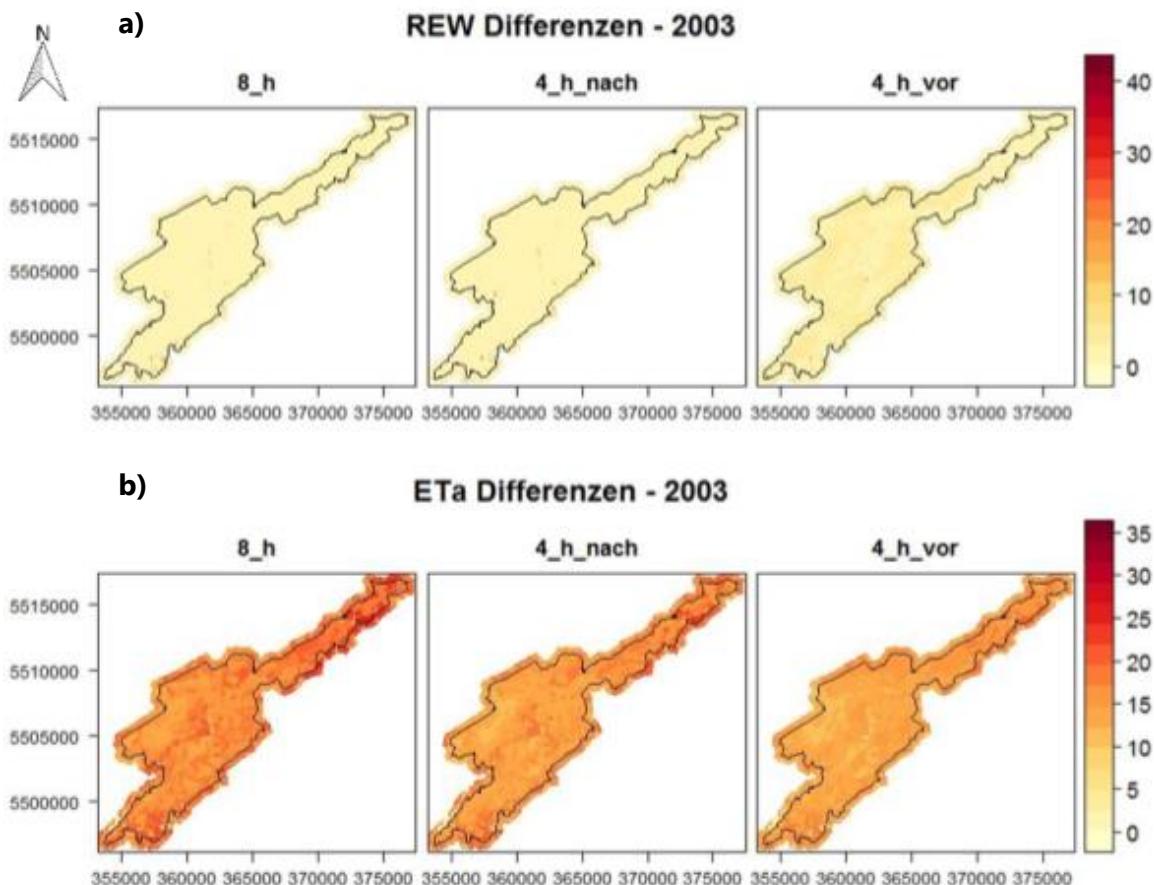


Abbildung 21: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und den Modelldurchläufen 8_h, 4_h_nach sowie 4_h_vor des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.

Diese Abbildung stellt die räumlichen Unterschiede für die beiden Parameter REW und ETa dar. Die Betrachtung des gesamten Untersuchungsgebietes zeigte, dass die Unterschiede bei allen drei Variationen des Niederschlages einen ähnlichen Effekt hatten. Flächendeckend belaufen sich die Unterschiede der REW zur VM in einem ähnlichen Wertebereich, wie Abbildung 21 a) zeigt. Bei allen drei Differenzrastern gibt es hauptsächlich Abweichungen in der REW von 0 - 10. Vereinzelt sind aber auch kleinere Flächen im Südwesten, die eine Differenz von bis zu 40 anzeigen. Im Zentrum konnten ebenfalls solch hohe Differenzen beobachtet werden.

Die Unterschiede der ETa, die in Abbildung 21 b) dargestellt sind zeigen, dass die Unterschiede von VM zu 8_h vor allem im nordöstlichen Bereich groß sind. Im südwestlichen Bereich kann in der Abbildung auch erkannt werden, dass es dort ebenfalls

eine größere Fläche gibt, die eine größere Differenz aufweist. Die Unterschiede zwischen VM und 4_h_nach sind im Vergleich zu den Unterschieden zwischen VM und 4h_vor etwas höher. Betroffen davon sind ebenfalls der nordöstliche Bereich des Parks, sowie einige Flächen im Zentrum.

In Abbildung 19 (S. 46) ist zu sehen, dass die Unterschiede zwischen VM und TP_max nicht groß und auch nicht signifikant waren. Ein ähnliches Bild liefert auch die Betrachtung der räumlichen Verteilung der Unterschiede in Abbildung 22.

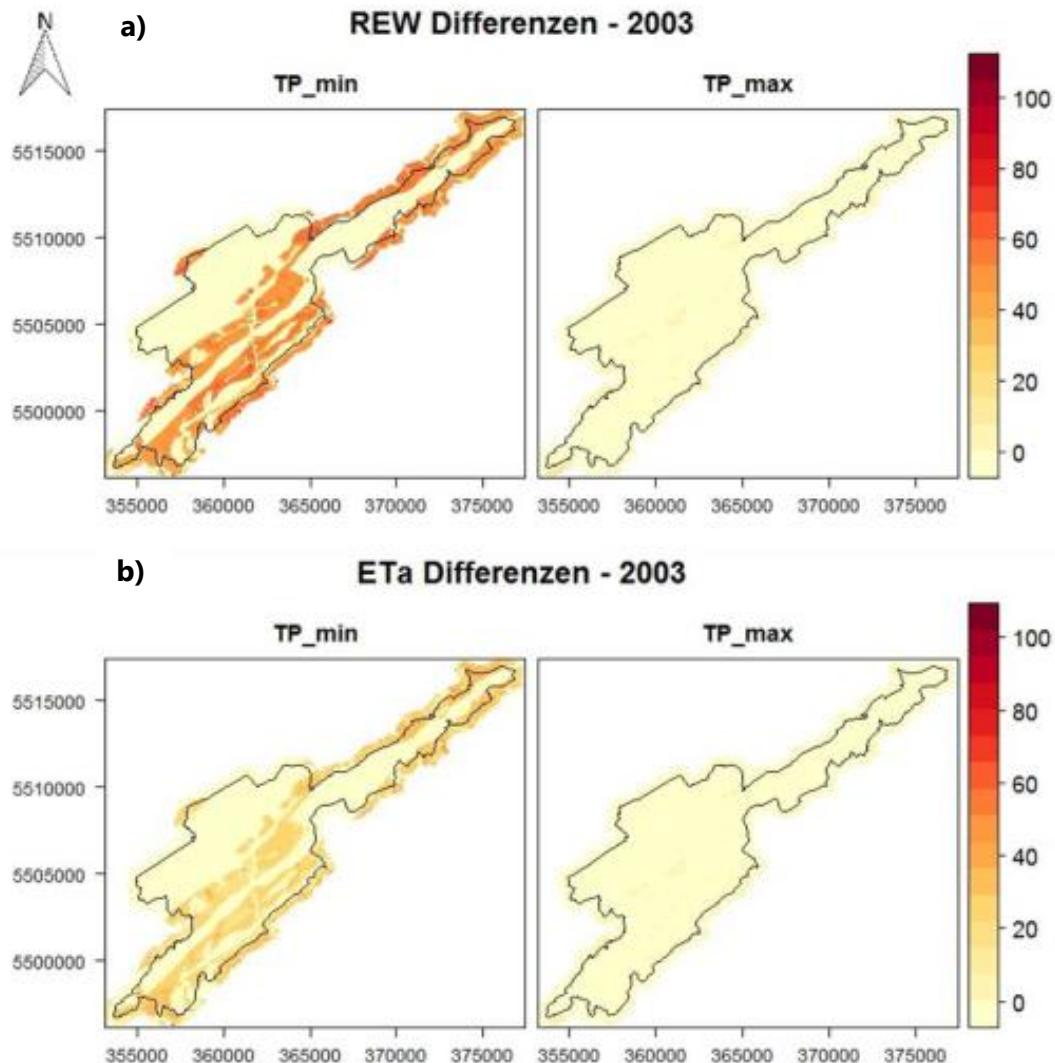


Abbildung 22: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und den Modelldurchläufen TP_min und TP_max des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.

In den Darstellungen der Abbildung 22 ist es nicht sehr deutlich zu erkennen, aber es gibt bei der REW und der ETa nur wenige Flächen mit Unterschieden zur VM. Lediglich in der südwestlichen Randregion des Untersuchungsgebietes gibt es einen größeren Bereich der höhere Unterschiede aufweist. Allerdings liegen diese außerhalb der Nationalparkgrenze und belaufen sich bei ETa auf maximal 15 mm und bei REW auf maximal 40.

Die Differenzen zwischen VM und TP_min verhalten sich da anders. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich TP_min und VM signifikant unterscheiden. Abbildung 22 a) lässt Muster erkennen, anhand derer sich die beiden Modellierungsergebnisse unterscheiden. Diese Muster ziehen sich von Südwesten bis Nordosten. Dieses Streifenmuster wird jedoch von Bereichen unterbrochen, die nicht so hohe Werte aufzeigen. Die höchsten Werte konnten jedoch nur vereinzelt in kleineren Bereichen beobachtet werden. Diese Muster lassen sich ebenfalls bei der Betrachtung des Differenzrasters für ETa erkennen. Die Unterschiede fielen aber nicht so hoch wie die bei der REW aus.

Abbildung 23 zeigt die Differenzraster von REW und ETa des Vergleichs zwischen der Verwendung eines Baumlayers und VM. Die höheren Unterschiede des Parameters REW sind wieder im nordöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes zu finden. Auffällig ist, dass die Unterschiede sowohl bei REW, als auch bei ETa, ein fleckenartiges Muster erkennen lassen. Die Unterschiede von ETa erreichen einen Maximalwert von 300 mm. Jedoch tritt dieser Wert nur punktuell auf. Im restlichen Gebiet belaufen sich die Maximalwerte auf 100 mm bis 150 mm.

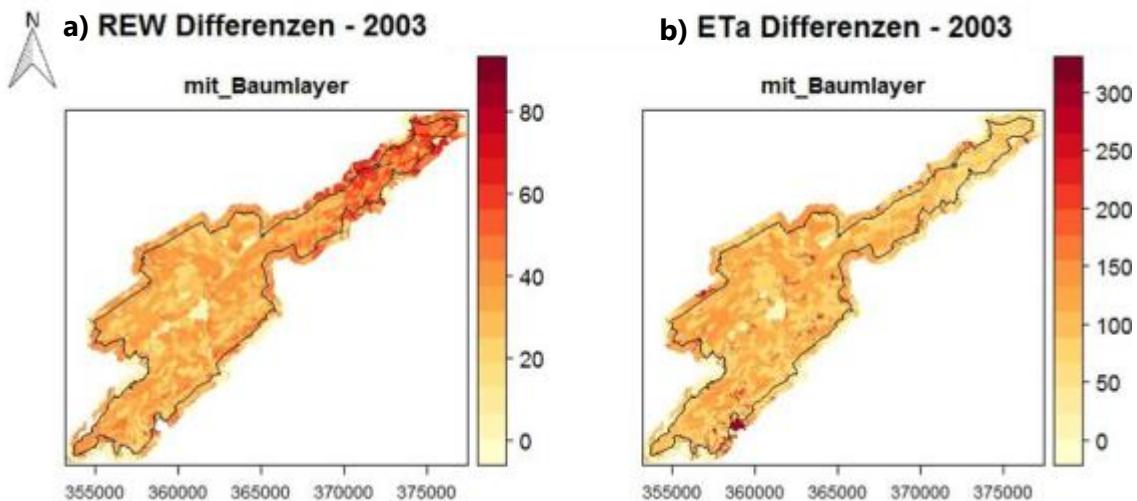


Abbildung 23: Summierte tägliche Differenzbeträge zwischen der VM und dem Modelldurchlauf mit Baumlayer des Jahres 2003 für die Parameter a) REW und b) ETa.

4 Diskussion

4.1 Plausibilisierung

Die Doppelsummenkurven der Lufttemperatur zeigten, dass die regionalisierte Lufttemperatur die gemessene an allen vier Standorten realitätsnah abbildete. Alle Kurven verliefen linear und nahe an der Referenzlinie. Dies lässt den Schluss zu, dass die interpolierten und die gemessenen Werte eine hohe Übereinstimmung aufweisen. Die Betrachtung der Doppelsummenkurven des Niederschlags zeigte ein ähnliches Ergebnis. Trotz der Abweichungen der Niederschlagswerte bei Leisel und Huettgeswasen kann davon ausgegangen werden, dass die regionalisierten Daten die Realität gut darstellen. Einige der Kurven verlaufen unterhalb der Referenz, was zustande kommt, wenn die regionalisierten Niederschlagsmengen höher sind, als die der Messstationen. Die Klimadaten der Universität Hamburg überschätzen demnach leicht die gemessenen.

Die Doppelsummenkurve des Niederschlags von Leisel ließ mehrere markante Muster erkennen. Zum einen war eine waagerechte Ablenkung im letzten Drittel der Kurve zu erkennen. An dieser Stelle könnte etwas mit dem Messgerät nicht gestimmt haben. Denn obwohl die regionalisierten Daten anzeigen, dass es geregnet hat, ist kein Niederschlag an der Klimastation Leisel gemessen worden. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass die Niederschlagswippe, die den Niederschlag misst, durch eine externe Einwirkung länger blockiert wurde. Ein weiterer Grund könnte sein, dass der Niederschlag zu diesem Zeitpunkt sehr lokal auf die DWD Station niederging, auf Basis derer die Wetterdaten regionalisiert wurden. Abbildung 24 zeigt einige Formen der Ablenkungen der Doppelsummenanalyse nach Ostrowski (2009). Da die waagerechte Ablenkung der Kurve von Leisel der Ablenkung der Kurve (2) in Abbildung 20 ähnelt, kann von einer einmaligen Beeinflussung an dieser Stelle ausgegangen werden.

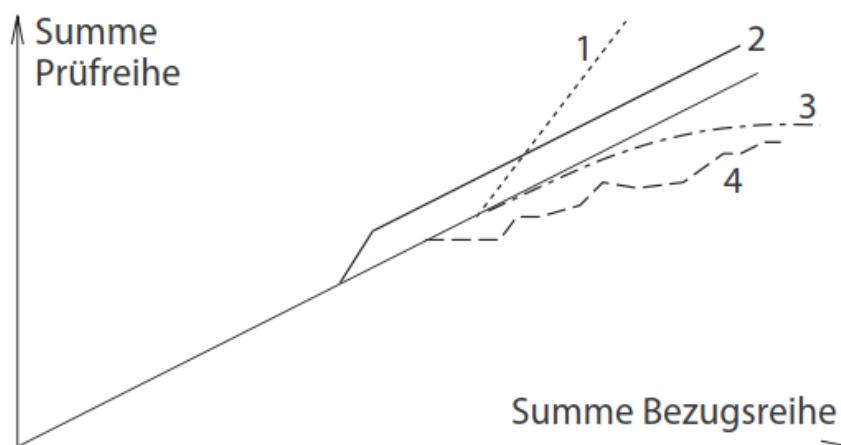


Abbildung 24: Doppelsummenanalyse nach Ostrowski (2009). (1) einmalige bleibende Beeinflussung. (2) einmalige Beeinflussung. (3) graduierlich zunehmende Beeinflussung. (4) kontinuierliche willkürliche Beeinflussung.

Die geradlinigen Ablenkungen der Niederschlagskurven Leisel und Huettgeswasen weisen auf eine dauerhafte Beeinflussung hin. Die Doppelsummenkurven entfernen sich in einem gewissen Winkel von der Referenzlinie und ähneln dem Kurvenverlauf (1) in Abbildung 24. Dies spricht dafür, dass es sich bei der Art der Beeinflussung um eine einmalige und bleibende handelt. Das heißt, bei den Stationsdaten gibt es eine stetige Beeinflussung der Niederschlagsmesswerte. Woran dies liegt, ist jedoch ungewiss. Eine Möglichkeit wäre, dass die Messstationen nicht dem Standard von DWD-Stationen entsprechen, die für die Regionalisierung verwendet wurden. Da aber zumindest Leisel, laut den Angaben des Statiionsbetreibers nach den Regeln des DWDs aufgebaut wurde, kann dies hier ausgeschlossen werden. Die Abweichungen der Kurven Leisel und Huettgeswasen sind aber auch hier eher gering. Ohne das waagerechte Plateau bei Leisel wären sie noch geringer.

Die kleineren, wellenartigen Muster in den Doppelsummenkurven, lassen sich damit erklären, dass der Niederschlag zum Teil versetzt aufgezeichnet wurde. Das soll heißen, dass der Vergleich der Niederschlagszeitpunkte zwischen den regionalisierten und gemessenen Niederschlagsdaten manchmal zeitversetzt stattfand. Durch die Doppelsummenkurven soll dies abgeschwächt werden, um so die Daten auf Homogenität zu untersuchen (Ostrowski, 2009).

Um die Kurven darzustellen, wurden in einem ersten Schritt alle Tage gelöscht, in denen die jeweiligen Messstationen ausgefallen waren oder weil keine Messwerte zur Verfügung standen. Dies wurde sowohl bei den Messwerten, als auch bei den regionalisierten Daten durchgeführt. Da es aber bei beiden Zeitreihen manchmal vorkam, dass der Niederschlag zeitversetzt dokumentiert wurde, könnte dies dazu geführt haben, dass die Doppelsummenkurve in eine bestimmte Richtung abgelenkt wurde.

Des Weiteren stellt sich die Frage, ob ein dreijähriger Zeitraum lange genug ist, um eine eindeutige Aussage darüber treffen zu können, ob die regionalisierten Daten die Messwerte ausreichend genau darstellen. Denn vor allem gegen Ende der Doppelsummenkurven waren insbesondere beim Niederschlag die Abweichungen größer.

Zum Schluss lässt sich sagen, dass die Daten grundsätzlich ähnlich sind. Es gibt zwar Ungereimtheiten und Schwächen, aber alles in allem sind die regionalisierten Klimadaten gut mit den gemessenen Werten vergleichbar. Aus diesem Grund können diese Daten mit gutem Gewissen für räumlich verteilte Wasserhaushaltsmodelle verwendet werden.

4.2 Gemessene und modellierte Bodenfeuchte

An dieser Stelle ist es erforderlich zu erwähnen, dass die Messstationen r01 und r03 in unmittelbarere Nähe zueinander installiert wurden. Jedoch unterschied sich die Höhe der

gemessenen Werte deutlich. Der Unterschied betrug in 30 cm Tiefe bis zu 10 Vol.-%. Dennoch konnte ein ähnlicher Verlauf der Daten der beiden Messflächen in 30 cm Tiefe beobachtet werden. Dieser ähnelte sich vor allem in den Wintermonaten. Die Schwankungen in den Sommermonaten waren bei r03 weniger ausgeprägt als bei r01. Der Unterschied zwischen den beiden Messstationen kann zum einen daran liegen, dass sich die Gegebenheiten trotz der geringen Entfernung unterscheiden oder daran, dass die Sonden von r03 senkrecht und die von r01 waagerecht in den Boden eingebaut wurden.

Die Betrachtung der standortspezifischen Gegebenheiten ergab, dass sich diese laut den Eingangsdaten, die später in die Modellierung einflossen, fast nicht unterscheiden. Lediglich der Grundwasserflurabstand, der bei r01 dem 3-fachen von r03 entspricht, und die Tiefenperkolation unterschieden sich. Die Tiefenperkolation die aus der HÜK250 abgeleitet wurde, ist an der Stelle von r03 um das 36-fache höher als bei r01. Dies könnte ein Indiz dafür sein, warum die gemessene Bodenfeuchte geringer war als bei r01.

Eine weitere Erklärung wäre, dass die Art des Einbaus der Messsonden einen Einfluss auf die Werte hat. Die Sonden von r03 wurden, wie in Abbildung 25 zu sehen, senkrecht in den Boden eingebaut. Dafür musste zuerst ein Loch ausgehoben und später wieder aufgefüllt werden. Dabei könnten Hohlräume entstanden sein, die die Messergebnisse beeinflusst haben könnten. Durch eine Veränderung der Struktur des Bodens könnten die Ergebnisse verfälscht werden.

Die genauere Betrachtung der gemessenen Bodenfeuchte aller drei Messstationen ergab, dass die geringsten Bodenfeuchten jeweils im Sommer 2019 gemessen wurden. In ganz Deutschland war der Sommer 2019 zwar auch von Trockenheit und Dürre geprägt, jedoch nicht ganz so extrem wie im Jahr 2018 (DWD, 2020). Dass dennoch niedrigere Bodenfeuchten gemessen wurden als im Vorjahr, scheint hier etwas überraschend. Allerdings wurde in Rheinland-Pfalz von 1881 bis 2017 beobachtet, dass die mittlere Lufttemperatur überdurchschnittlich anstieg. Während die Lufttemperatur im Frühjahr, Sommer und Herbst um 1,5 °C anstieg, stieg sie im Winter sogar um 1,6 °C an. Somit war der Anstieg im Vergleich zum Durchschnittswert für ganz Deutschland um 0,1 °C bis 0,2 °C höher (Reiter et al., 2018). Der direkte Vergleich der Tagesmitteltemperaturen von 2018 und 2019 ergab zudem, dass die Lufttemperatur der Monate von April bis August 2018 höher als im Vorjahr waren. Allerdings waren die meteorologischen Herbst- und Wintermonate 2019 heißer und trockener als 2018 (Rheinland-Pfalz, 2019). Somit ist davon



Abbildung 25: Senkrechter Einbau der Bodenfeuchtemesssonden der Messstation r03. (Foto: T. Halls, 2018)

auszugehen, dass die höheren täglichen Lufttemperaturen und die geringen Niederschlagsmengen im Herbst 2019 zu der niedrigeren Bodenfeuchte geführt haben (Rheinland-Pfalz, 2019).

Der Vergleich der abgeleiteten und modellierten REW ergab zeitweise gute Übereinstimmungen der Kurven. Da die Kurve der modellierten REW meistens innerhalb der SD der abgeleiteten REW verlief, scheint eine plausible Wasserhaushaltsmodellierung mit RoGeR, trotz fehlender Kalibrierung, im Untersuchungsgebiet möglich zu sein. Bei r02 gibt es einige Zeiträume, in denen die modellierte REW den Schwankungsbereich verlässt. Dies ist vor allem ab Oktober 2018 verstärkt zu beobachten. Da der Verlauf der drei Kurven aber dennoch ähnlich ist, kann es sein, dass hier bei der Ableitung der gemessenen Bodenfeuchte nicht ganz akkurat war. Für die Ableitung der REW wurden die FK und der PWP aus den Messwerten der Bodenfeuchte abgelesen, diese Werte wurden anschließend mit den Werten aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung abgeglichen und bei Bedarf angeglichen (Eckelmann et al., 2005). Dabei kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Werte nicht ganz der Realität entsprechen. Insbesondere im Dezember 2018 wird die REW von 1,0 überschritten. Deswegen kann es sein, dass die FK eventuell zu gering gewählt wurde. Um die FK möglichst genau ablesen zu können, wäre es besser, mehrere Werte über mehrere Jahre vorliegen zu haben. Vor allem feuchtere und kühlere Wintermonate könnten hilfreich sein um die wahre FK zu bestimmen. Hier standen zur Zeit der Ableitung nur die Daten des Winters 2018 zu Verfügung, was zu einer großen Unsicherheit bei der Berechnung der REW führen kann.

Normalerweise wird die Höhe der FK und der PWP mittels Laboranalysen von Bodenproben aus dem entsprechenden Untersuchungsgebiet bestimmt. Durch die Bestimmung der Grob-, Mittel- und Feinporen durch eine schrittweise Entleerung der gesättigten Bodenproben bei unterschiedlichen Saugspannungen, kann die FK und der PWP bestimmt werden (Hartge und Horn, 2006). Diese Werte repräsentieren das Untersuchungsgebiet genauer, als wenn sie von einer Bodenfeuchtekurve abgelesen werden. Allerdings war dieses Vorgehen im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgesehen, da die Umsetzung zeitlich und logistisch nicht möglich war. Um die abgeleitete FK und den PWP zu überprüfen, wurden diese mit Werten aus der Bodenkundliche Kartieranleitung entsprechend der Bodenart und der Trockenrohdichte der drei Messflächen verglichen und bei Bedarf angepasst (Eckelmann et al., 2005). Trotz etwaiger Unsicherheiten können die abgeleiteten Werte als realitätsnah angenommen werden.

RoGeR berechnet die Bodenfeuchte für den gesamten durchwurzelbaren Bodenraum. Dadurch ist ein direkter Vergleich mit den Messungen aus 30 cm und 60 cm Tiefe nur bedingt möglich. Dennoch konnten einige Trends bei allen drei Messflächen in der

modellierten REW wiedergefunden werden. Um zu beurteilen, wie hoch die beobachten Werte von den modellierten durchschnittlich abwichen, wurde die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) in R berechnet (Tabelle 10).

Tabelle 10: Ergebnisse der RMSE der REW und der Bodenfeuchte. Neben den drei Messflächen wurde zudem noch zwischen der Vegetationsperiode und Oktober bis Dezember unterschieden. Der RMSE wurde zwischen den Daten in 30 cm bzw. 60 cm Tiefe und den Modellergebnissen berechnet.

	RMSE - REW []			RMSE - Bodenfeuchte [Vol.-%]		
	r01	r02	r03	r01	r02	r03
Oktober - Dezember						
30 cm	0,11	0,27	0,12	2,10	3,85	8,76
60 cm	0,21	0,38	0,16	4,40	5,54	8,49
Vegetationsperiode						
30 cm	0,20	0,13	0,15	2,16	5,26	6,00
60 cm	0,15	0,18	0,09	2,73	3,10	5,90

Neben dem Vergleich zwischen den Tiefenstufen wurde untersucht, wie groß die Abweichungen des REWs und auch der gemessenen Bodenfeuchte während der Vegetationsperiode (April bis September 2018) und im restlichen Jahr war. Dieser Zeitabschnitt wird nachfolgend als Oktober bis Dezember bezeichnet, da die Messflächen nur für diesen Zeitraum Daten aufgenommen haben. Lediglich r01 hat im März einige Messungen durchgeführt. Hierbei handelt es sich aber nur um einige Werte, weshalb diese Daten mit in den Zeitraum Oktober bis Dezember bei r01 aufgenommen wurde, ohne dass dieser Monat explizit genannt wird.

Der Vergleich der REW ergab, dass die Ergebnisse der Messfläche r03 im Vergleich zu den anderen beiden insgesamt die Beste Übereinstimmung zeigte. Dies wird von der Betrachtung der RMSE in Tabelle 10 unterstützt. Am besten scheint das Modellergebnis mit den Werten der abgeleiteten REW in 60 cm Tiefe der Messfläche r03 übereinzustimmen. Und auch r02 zeigt den geringsten RMSE in der Vegetationsperiode. Lediglich r01 hatte für den Zeitraum September bis Dezember (inkl. März) den geringsten RMSE.

Analog für alle drei Messflächen kann gesagt werden, dass die Modellergebnisse während des Zeitraums von September bis Dezember besser mit den abgeleiteten Daten aus 30 cm Tiefe übereinstimmten. In der Vegetationsperiode verhielt sich die für r01 und r03 jedoch invers. Hier passten bei beiden die Werte aus 60 cm Tiefe besser zu den Modellergebnissen. Der RMSE der Messfläche r02 war jedoch wieder in 30 cm Tiefe kleiner.

Die Betrachtung der Bodenfeuchte zeigte ein etwas anderes Bild (Abbildung A. 4). Der RMSE hierfür zeigen, dass sich die Ergebnisse des Modells und der Messungen vor allem bei der Messfläche r03 deutlich unterscheiden. Jedoch ist der Unterschied bei dieser Fläche während der Vegetationsperiode um etwa 2,5 Vol.-% geringer als im restlichen Jahr. Für

die anderen beiden kann kein so deutlicher Unterschied zwischen den beiden Zeiträumen beobachtet werden. Jedoch kann ein leichter Trend zu niedrigerem RMSE während der Vegetationsperiode beobachtet werden. Da dies sowohl für die Bodenfeuchte, als auch für die REW beobachtet werden konnte, kann daraus geschlossen werden, dass auch hier die Modellergebnisse tendenziell besser während der Vegetationsperiode mit den gemessenen Daten übereinstimmen. Des Weiteren ist es erforderlich darauf hinzuweisen, dass der RMSE der Bodenfeuchte mit einer Spanne von 2,1 Vol.-% bis 8,76 Vol.-% relativ klein ist, da die gemessenen Werte der drei Messflächen zwischen 10 und 50 Vol.-% lagen. Auch dies spricht dafür, dass die Modelldaten die gemessene Bodenfeuchte recht gut abbilden konnten.

Im Rahmen dieser Arbeit sollte überprüft werden, ob die Modellergebnisse gut mit den im Feld gemessenen Daten übereinstimmen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass dies eher in den trockeneren Zeiträumen, während der Vegetationsperiode zutrifft. Allerdings besitzt diese Feststellung lediglich für das Jahr 2018 eine Gültigkeit, da nur dieser Zeitraum betrachtet werden konnte. Um eine allgemeingültigere Aussage treffen zu können, müsste die gemessene Bodenfeuchte mit den Modellergebnissen von mehreren Jahren verglichen werden. Außerdem wurde in dieser Arbeit nur der Aspekt der Bodenfeuchte betrachtet. Daher kann nur die Aussage getroffen werden, dass das Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR die Bodenfeuchte abbilden kann. Da RoGeR aber auch den Oberflächenabfluss und den Zwischenabfluss eines Einzugsgebietes berücksichtigt, sollten noch weitere Untersuchungen in diese Richtung durchgeführt werden. So gibt es einige Pegelmessstationen in der unmittelbaren Nähe des NLPs, mit denen der modellierte Abfluss noch zusätzlich verglichen werden könnte.

4.3 Bewertung der Ergebnisse der Trockenstressanalyse

Anhand der über das Untersuchungsgebiet gemittelten REW wurde beobachtet, dass der Gebietsmittelwert im Vergleich zum Mittelwert über die limanormalperiode 1961 bis 1990 vor allem in den letzten Jahren sank. Dies lässt den Rückschluss zu, dass Trockenheit in der Vegetationsperiode seit den 2000ern merklich zugenommen hat. Insbesondere ab 2011 sind vermehrt Werte beobachtet worden, die unter dem REW Mittelwert von 0,76 lagen. Die Beobachtung der sinkenden REW deckt sich mit den Ergebnissen der Untersuchungen von Schulte-Bispig und Beese (2013). Das Jahr 1976 hatte die geringste REW des gesamten Untersuchungszeitraums. Durch diese Beobachtungen und der Prognose, dass es in Mitteleuropa wärmer wird und sich die Niederschlagsmengen künftig ändern werden (IPCC, 2019), ist damit zu rechnen, dass die REW auch zukünftig in der Vegetationsperiode abnehmen wird. Für 2018 und 2019 konnte der DWD beobachten, dass das akkumulierte Niederschlagsdefizit in einigen Gebieten bei circa einem ganzen Jahresniederschlag lag

(Hausen, 2020). Auch dies lässt den Schluss zu, dass in Zukunft mit mehr Dürren und Trockenheit gerechnet werden sollte und somit auch mit geringerem REW.

Die Entwicklung der ETa im Untersuchungsgebiet verhielt sich in dem betrachteten Zeitraum invers. Diese stieg im Verlauf der Jahre über den Mittelwert der Klimanormalperiode von 1961 bis 1990. In Kombination mit dem sich ändernden REW kann vermutet werden, dass die beiden Parameter eng miteinander gekoppelt sind. Doch die Betrachtung des Trockenjahres 1976 zeigt, dass eine hohe aktuelle Verdunstung nicht immer der entscheidende Faktor für die Höhe des pflanzenverfügbaren Wasser zu sein scheint. Denn hier war die ETa nur geringfügig höher als im Jahr davor und dennoch wurde mit einer REW von 0,456 der geringste Mittelwert im gesamten Modellierungszeitraum beobachtet. Die gefallene Niederschlagsmenge im Jahr 1976 in Höhe von durchschnittlich etwa 580 mm in der Region des Hunsrück war die zweitniedrigste seit 1951 (Rheinland-Pfalz, 2019). Das bedeutet, dass es gar keiner hohen ETa Bedarf, um die REW über die Vegetationsperiode deutlich abzusenken. Da die ETa tendenziell über den untersuchten Zeitraum anzusteigen scheint, sollte auch zukünftig ein allmählicher Anstieg der ETa im Bereich des NLP in Betracht gezogen werden. Wenn aber weniger Wasser im Ökosystem verfügbar ist, würde auch weniger verdunsten. Dies würde dann wiederum zu einer sinkenden ETa führen.

4.3.1 Einschätzung des räumlichen Risikos

Die Ergebnisse der stratifizierten Auswertung der Modellergebnisse zeigten, dass es zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den jeweiligen Untergruppen gab. Zwischen den drei untersuchten Baumartengruppen konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Dies hängt damit zusammen, dass RoGeR in der hier angewendeten Form Waldgebiete noch nicht nach einzelnen Baumarten, sondern lediglich in Laub-, Nadel- und Mischwald unterteilt. Der Unterschied zwischen den drei Waldarten lag unter anderem an ihrer Wurzeltiefe. Während die Bäume der Untergruppe Laub- und Mischwald 150 cm tief wurzelten, lag die Wurzeltiefe des Nadelwalds bei 120 cm. Dies könnte der Grund für die etwas geringere REW sein, die für die Flächen mit einem Bestand aus Nadelbäumen beobachtet wurden.

Das Ziel dieser Arbeit war es auf Grundlage der Modellergebnisse herauszufinden, wo es im NLP Hunsrück-Hochwald Flächen gibt, auf denen die Fichtenbestände besonders von Trockenheit betroffen sind. Da RoGeR aber noch nicht zwischen einzelnen Baumarten unterscheiden kann, wurden die Modellergebnisse noch anhand verschiedenster Eigenschaften zusammengefasst und verglichen. Da sie mit der Verfügbarkeit oder mit dem Haltevermögen von Wasser zu tun haben, erfolgte eine Stratifizierung der

Modellergebnisse in folgende Gruppen: Höhenstufe, TPI, Bodentypengruppen und Skelettgehalt.

Mäkinen et al. (2002) fanden heraus, dass es bei den Faktoren, die das Fichtenwachstum beeinflussen, darauf ankommt, in welcher Höhenstufe die Fichten wachsen. In tieferen Lagen ist insbesondere die Wasserversorgung im Sommer ein limitierender Faktor. In höheren Lagen scheint dies jedoch nicht mehr der Fall zu sein. Dort ist die Lufttemperatur in den Sommermonaten entscheidender (Mäkinen et al., 2002; Sidor et al., 2015; van der Maaten-Theunissen et al., 2013).

Der NLP Hunsrück-Hochwald erstreckt sich über eine Höhe von 390 m ü. NN bis circa 800 m ü. NN. und lassen sich eher den niedrigen bzw. mittleren Höhenbereichen zuordnen (Mäkinen et al., 2002; Wilson und Hopfmueller, 2001). Somit ist davon auszugehen, dass die Fichten weitestgehend überall im NLP von Trockenheit betroffen sind, am meisten jedoch in den tieferen Höhenlagen. Die stratifizierte Auswertung entsprechend der Höhenstufen ergab, dass die modellierte REW der *montanen* Höhenstufen die höchsten Werte aufwiesen. Demnach scheint die Wasserverfügbarkeit in tieferen Lagen im Vergleich zu höheren Lagen limitierender zu wirken. Diese Beobachtung spricht somit ebenfalls dafür, dass Fichten, die in den tieferen Lagen wie den *kollinen* und *submontanen* Flächen des NLPs vorkommen, stärker von Trockenheit betroffen sein könnten als andere.

Die Ergebnisse der TPI ergaben, dass die *Talregionen* signifikant höhere REW aufwies, als die anderen Untergruppen. Die *Kammlagen* waren über die 58 Jahre die Regionen mit der geringsten REW. Dies deckt sich mit den Ergebnissen anderer Autoren (Barij et al., 2007; Schroeder, 1991). Schroeder (1991) konnte zum Beispiel nachweisen, dass die Wasserverfügbarkeit eines *Hanges* höher war, als die der *Kammlage*. Jedoch variierte die Höhe des Unterschiedes zwischen den Lagen je nach Jahr. Zudem ist der Boden der *Kammlage* in der Regel flachgründiger als die eines *Tals*, wodurch dort entsprechend weniger Wasser gespeichert werden kann. Eine weitere Erklärung, warum in den *Talregionen* eine höhere REW modelliert wurde, ist, dass das Wasser gemäß der Schwerkraft in tiefer gelegene Regionen abfließt und sich dort akkumulieren kann.

Die Auswertungen der Bodentypengruppen zeigen, dass es im NLP überwiegend Böden gibt, die der hier definierten Untergruppe der *terrestrischen Böden* zugeordnet werden können. Für diese Untersuchungen wurden die *Stauwasserböden*, die sonst auch zu dieser Bodentypengruppe der *terrestrischen Böden* gehören, herausgenommen, da untersucht werden sollte, ob die Stauwasserschichten einen nennenswerten Einfluss auf die REW des Standortes haben. Die Ergebnisse zeigten, dass dies nicht der Fall war. Zwar war die REW der *Stauwasserböden* geringfügig höher, jedoch war dieser Unterschied nicht signifikant.

Daraus lässt sich Schlussfolgern, dass eine Unterteilung der *terrestrischen Böden* in diesem Fall nicht notwendig gewesen wäre. Die *Grundwasserböden* machen mit 2,7 % einen sehr geringen Anteil der Fläche im NLP aus. Da diese Böden eine Anbindung an das Grundwasser haben wurde vermutet, dass sie eine höhere REW als die anderen beiden Bodentypengruppen haben. Durch eine höhere REW wurde ebenfalls erwartet, dass die ETa höher sein würde, denn wenn mehr Wasser zur Verfügung steht, kann auch mehr verdunsten. Beides konnte mit signifikant höheren Werten als bei den anderen beiden Untergruppen beobachtet werden.

Neben der Anbindung an Wasserquellen ist auch der Skelettgehalt wichtig bei der Beurteilung der Wasserverfügbarkeit eines Bodens. Der auf das Volumen bezogene Skelettanteil eines Bodens beeinflusst die nFK. Diese sollte demnach in Höhe des Skelettgehalts korrigiert werden, denn im Rahmen dieser Untersuchungen kann das Wasser, welches eventuell in Steinen gespeichert ist, vernachlässigt werden (Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 2005). Außerdem hängt die Durchwurzelbarkeit eines Bodens eng mit der Höhe des Grobbodenanteils zusammen. Je höher der Anteil des Skeletts, desto geringer ist sowohl die Wasser- als auch die Nährstoffverfügbarkeit im Boden (Keil und Vorderbrügge, 2012).

Auf dieser Grundlage lässt sich sagen, dass die REW mit steigendem Skelettgehalt sinken sollte. Die hier beobachteten Mittelwerte zeigten aber für die Skelettgehaltsuntergruppe *hoch* (20 Vol.-% – 40 Vol.-%) eine geringere REW, als die der Untergruppe *sehr hoch* (> 40 Vol.-%). Der Gebietsanteil dieser zwei Untergruppen unterscheidet sich deutlich. Die Untergruppe *hoch* nimmt lediglich 1,3 % ein, während es bei *sehr hoch* 97,7 % sind. Dieser große Flächenanteil am NLP könnte eine Begründung dafür sein, dass der REW von *sehr hoch* höher liegt. Da die Untergruppen *gering*, *mäßig* und *hoch* sehr klein sind, ist die REW äußerst spezifisch. Dies lässt auch die gemittelte SD über den gesamten Betrachtungszeitraum erkennen. In die REW der Untergruppe *sehr hoch* gehen eine Vielzahl an Werten ein, wodurch zum einen die SD hoch ist, als auch der Mittelwert höher liegt als bei *hoch*.

Daraus lässt sich schließen, dass die Untergruppe *sehr hoch* bei einer detaillierteren Untersuchung des Gebietes für weitere Untersuchungen noch weiter aufgeteilt werden sollte. Denn durch die momentane Aufteilung des Skelettgehalts lässt sich keine eindeutige Aussage treffen, auf welchen Flächen die REW am geringsten ist. Der hohe Gebietsanteil von *sehr hoch* führt zu einem verzerrten Bild der Wirklichkeit und könnte durch die weitere Aufteilung dieser Untergruppe verbessert werden.

Neben der räumlichen Unterteilung der Modellergebnisse wurden auch räumliche Untersuchungen des ETa-ETp Verhältnisses und der Verteilung der Anzahl an Tagen mit einer $REW < 0,4$ in der Vegetationsperiode durchgeführt. Die Betrachtung des ETa-ETp Verhältnisses zeigt zwar einige Muster auf, in denen das Gebiet tendenziell zu geringeren Werten neigt, jedoch handelt es sich bei den betrachteten Zeiträumen um Summen. Durch diese Zusammenfassung der Jahre, könnte dies dazu beitragen, dass räumliche Unterschiede nicht sehr deutlich dargestellt werden können. Durch feuchtere Jahre könnte so der Effekt von trockeneren Jahren abgeschwächt werden. Allerdings zeigte Abbildung 17 (S. 42), dass es insbesondere im nordöstlichen Bereich des NLPs zu einem geringeren ETa-ETp Verhältnisses kommen kann.

Ähnliches konnte auch bei der Betrachtung der Ergebnisse bei der Auswertung der Anzahl an Tagen der $REW < 0,4$, während der Vegetationsperiode, beobachtet werden. Die Bereiche im Nordosten und Südwesten wiesen die höchsten Tagesanzahlen auf. Hierbei ist auffällig, dass diese Flächen meistens in einer Höhe zwischen 460 m ü. NN und 590 m ü. NN zu finden sind. Höher gelegene Bereiche scheinen tendenziell seltener davon betroffen zu sein. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der stratifizierten Gruppenauswertung gemäß der Höhenstufen und spricht ebenfalls dafür, dass die Flächen in höheren Lagen weniger stark von Trockenereignissen betroffen sind, als die der tieferen Höhenstufen im NLP.

Eines der Ziele dieser Arbeit war es, dass mithilfe der modellierten Bodenfeuchte mittels RoGeR ein grober Überblick geschaffen wird, wo es für Fichtenbestände im NLP Hunsrück-Hochwald in Bezug auf Trockenheit kritisch werden könnte. Hierfür wurden die Ergebnisse der stratifizierten Auswertungen gemäß ihrer gemittelten REW gewichtet und in Abbildung 26 dargestellt.

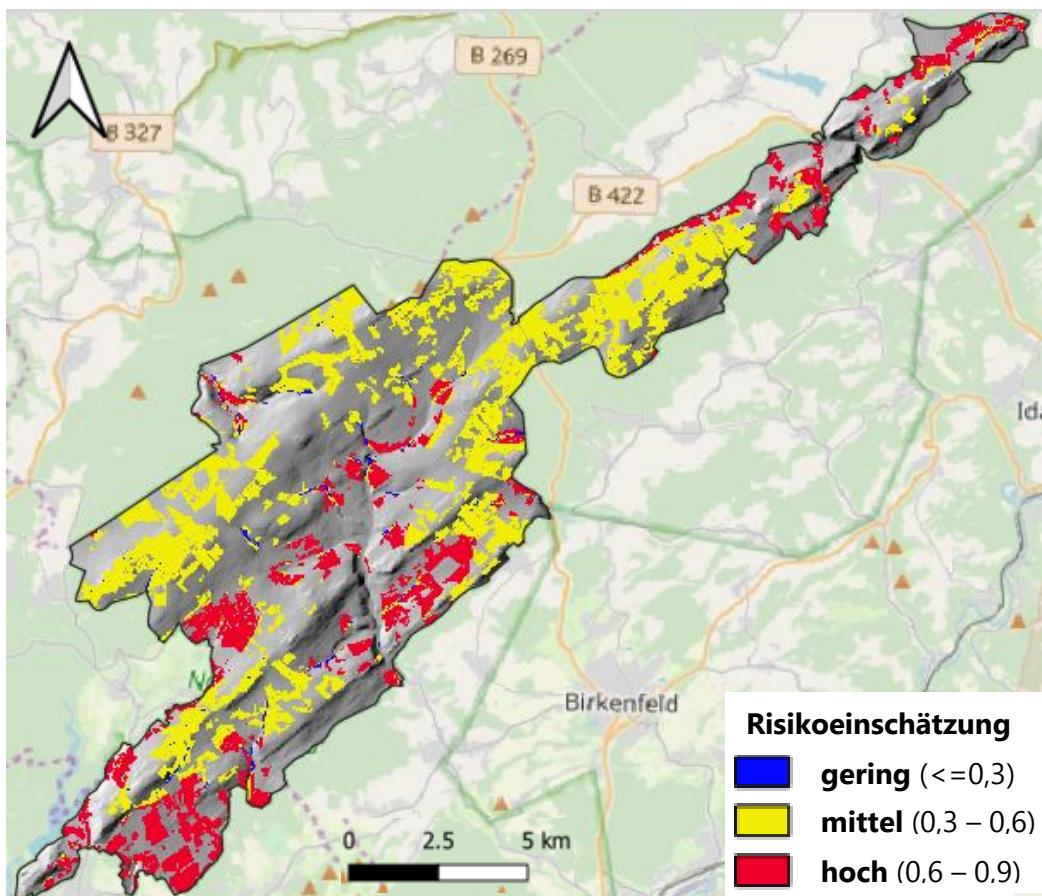


Abbildung 26: Abgeleitete Risikoeinschätzung für Trockenheit der Fichtenbestände im Nationalpark Hunsrück-Hochwald für die Vegetationsperiode.

In dieser Darstellung sind nur die Flächen abgebildet, die mithilfe der Forstkartierung der Landesforsten RLP als Bestände mit der Hauptbaumart Fichte identifiziert wurden. Die Einschätzung des Risikos der Trockenheit bezieht sich auf die Vegetationsperiode.

Die Einteilung der Fichtenflächen in die drei Risikoklassen, wie sie in Abbildung 26 definiert sind, ergab, dass 0,4 % der Flächen einem *geringen* Risiko ausgesetzt sind. In der Darstellung befinden sich diese Flächen hauptsächlich in den Talregionen im Zentrum des NLPs. Auffallend ist, dass die Bereiche mit *geringem* Risiko oft an Flächen angrenzen, die der Risikoklasse *hoch* angehören. Der Anteil mit einer Risikoeinschätzung *hoch* betrifft 32,7 % der Flächen mit der Hauptbaumart Fichte. Die meisten Fichtenbestände befinden sich allerdings auf Standorten mit *mittel hohem* Risiko: 66,9 %.

Der saarländische Bereich im Südwesten des NLPs zeigt ein hohes Trockenheitsrisiko für Fichten an. Allerdings war die Datengrundlage für diesen Abschnitt unzureichend und die Modelleingangsdaten daher vereinfacht wurden. So wurde für die Bodenparameter ein Mittelwert für den gesamten Teil des NLP verwendet. Dies könnte auch eine Erklärung dazu liefern, dass die Fichtenflächen dort fast nur der Untergruppe *hoch* zugeordnet werden konnten.

Die Risikoeinschätzung in Abbildung 26 lässt den Schluss zu, dass die Fichtenbestände im NLP insgesamt mittelhoch von Trockenheit betroffen sind. Lediglich im Zentrum und im nordöstlichen Teil gibt es vermehrt Flächen, die stärker von Trockenheit in der Vergangenheit betroffen waren und wohl auch zukünftig stark davon betroffen sein werden. Solche Abschätzungen bergen jedoch einen großen Unsicherheitsbereich. In diesem Fall wurde die Trockenstressanalyse ausschließlich auf Grundlage des Indikators der REW durchgeführt. Diese einseitige Betrachtung führt dazu, dass die Risikoeinschätzung, wie sie in Abbildung 26 dargestellt ist, nur als eine erste grobe Einschätzung zu verstehen ist. Die REW wird vom Dürremonitor verwendet, um so die Trockenheit in Deutschland abzubilden (Marx, 2014). Es gibt jedoch eine Vielzahl an Indikatoren die hilfreich sein könnten, um durch weitere Untersuchungen ein detaillierteres Bild bezüglich dem Risiko der Trockenheit auf Fichtenflächen im NLP zu erlangen (Speich, 2019)

Die ausgewählten Gruppen der stratifizierten Auswertung wurden verwendet, da sie im direkten Zusammenhang mit der Wasserversorgung standen weil sie Teil des sogenannten Prädispositionsschätzsystems für Borkenkäferbefall (PAS) sind (Netherer und Nopp-Mayr, 2005). Auf Grundlage unterschiedlichster Standort- und Bestandeseigenschaften soll mithilfe des PAS eine Einschätzung für Flächen gewonnen werden, in denen ein Borkenkäferbefall wahrscheinlich ist. Zudem konnte von Netherer et al. (2015) beobachtet werden, dass Fichten mit höherem Wasserstress, erfolgreicher von Borkenkäfern befallen wurden. Denn durch Trockenstress geht die Baumabwehr zurück, wodurch die Borkenkäfer bei Bäumen unter Stress eine höhere Chance haben diese Bäume erfolgreich zu befallen.

Deswegen erfolgte die stratifizierte Auswertung mit einigen der Parameter, die auch in der Erstellung des PAS verwendet wurden. Somit kann die Risikokarte auch ein erstes Indiz dafür sein, wo auf Grund von Trockenheit zukünftig mit einem höheren Borkenkäferbefall zu rechnen ist.

4.4 Das Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR

Die Modellversion, die für die Modellierung in dieser Arbeit verwendet wurde, wird seit 2019 verwendet und wurde gemäß den Wünschen der FVA angepasst. Deswegen existieren in der Literatur noch keine Ergebnisse, mit denen sich die hier erzeugten Ergebnisse vergleichen lassen. In der Beschreibung des Modells steht, dass es keiner Kalibrierung benötigt, um es anzuwenden (Steinbrich et al., 2016). Zum besseren Verständnis der Arbeitsweise des Modells sollten dennoch Analysen durchgeführt werden, um die Größe der Unsicherheit der Modellierung zu identifizieren.

4.4.1 Variation der Eingangsdaten

Aus den gewonnenen Erkenntnissen der Auswertung der Variation der Niederschlagsdauern lässt sich schlussfolgern, dass die Länge eines Niederschlagsereignisses durchaus einen Trend erkennen lässt. Längere Niederschlagsereignisse scheinen einen Einfluss auf die REW haben zu können. Außerdem scheint die Niederschlagsverteilung von VM zu geringerer Infiltration und Zwischenabfluss zu führen. Dies könnte dadurch erklärt werden, dass es bei VM sowohl längere, als auch kürzere Niederschlagsereignisse gegeben hat. Diese Mischung der Niederschlagslängen hat wohl insbesondere einen Einfluss auf diesen Parameter. Die Variation der Niederschlagszeitpunkte des vierstündigen Ereignisses ergab hingegen keine größeren Unterschiede, was den Schluss zulässt, dass der Zeitpunkt zu dem der Tagesniederschlag fällt, für die Modellierung mit RoGeR nicht so wichtig zu sein scheint.

Die Variation der Tiefenperkolation hatte den Hintergrund, dass für die Tiefenperkolation keine konkreten Werte, sondern nur Wertspannen für die Modellierung zur Verfügung standen. Der Schwankungsbereich an den Stellen, an denen die Differenzbeträge die größte Abweichung von TP_min zu VM anzeigen, war erheblich größer als die im restlichen Gebiet. Die Herabsenkung der Tiefenperkolation auf ihr Minimum hatte somit größere Auswirkungen auf die REW im NLP, als das Anheben des Wertes. Daraus lässt sich schließen, dass das Modell sensitiver auf eine niedrigere Tiefenperkolation reagiert, als auf höhere.

Der Unterschied zwischen der Verwendung eines separaten Baumlayers mit einer zweiten Schicht unterhalb der Wälder und VM war wie zu erwarten groß. Sowohl die ETa, als auch die REW zeigten durch die Differenzbeträge hohe Abweichungen. Durch die weitere Vegetationsschicht nimmt die Verdunstung zu, wodurch dem Boden mehr Wasser entzogen wird und somit die Bodenfeuchte und die REW beeinflusst werden. Allerdings scheint eine Verwendung einer zusätzlichen Schicht erst sinnvoll zu sein, wenn die Vegetationsschicht unter der Baumschicht für Waldgebiete spezifischer definiert wird. Bei dieser Untersuchung wurde eine Grasschicht unter Wald definiert. Dies kann nicht für jede Baumart angenommen werden. Unter Laub- und Nadelbäumen sind unterschiedliche Vegetationsgesellschaften zu finden, was unter anderem auch daran liegt, dass Nadelbäume über den Winter ihre Nadeln behalten. Die Erfahrungen dieser Arbeit zeigen, dass die Definition der Baumflächen mit einigen Schwierigkeiten verbunden war, was vor allem die Aktualität und Auflösung der Datengrundlage betraf. Die Beschaffung von Daten bezüglich der Vegetationsgesellschaften unterhalb der zu betrachtenden Waldflächen könnte jedoch noch schwieriger werden.

Die Variation einiger Eingangsdaten hat gezeigt, dass vor allem bei größeren Schwankungsbereichen eines Eingangsparameters der Unsicherheitsbereich der Modellergebnisse groß ist. Auch die Länge und die Art der Verteilung der Niederschläge sollte je nach Fragestellung gut überlegt sein, da die REW in diesem Fall zwar nicht so stark von der Veränderung betroffen war, aber für Untersuchungen bezüglich des Abflussverhaltens im Untersuchungsgebiet stärkere Abweichungen zu beobachten waren. Die hier beobachteten Unterschiede bzw. Trends sind allerdings nur Indizien, die nach einer genaueren Analyse im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse verlangen. Die Verwendung eines Baumlayers, kann durchaus sinnvoll sein, jedoch braucht RoGeR für die Vegetationsschicht unter den Waldbeständen noch differenziertere Informationen.

4.4.2 Modellevaluation

Das Bodenwasserhaushaltsmodell RoGeR kommt ursprünglich aus dem Bereich der Simulation von hydrologischen Prozessen in urbanen Räumen und quantifiziert in hoher zeitlicher (bis zu 5 min) und räumlicher (bis zu 1 m x 1 m) Auflösung das Abflussverhalten nach Regenereignissen (Steinbrich et al., 2016; Steinbrich et al., 2018). Die Besonderheit an RoGeR ist dabei, dass es laut Angabe der Entwickler auch für größere Gebiete ohne Kalibrierung angewendet werden kann (Steinbrich et al., 2016). In der hier angewandten Version wurde auf diese hohe zeitliche und räumliche Auflösung verzichtet. Der Niederschlag ging als Stundenwerte in das Modell ein und die räumliche Auflösung betrug 25 m x 25 m. Für die Modellierung der Bodenfeuchte und die Berechnung der ETa reicht diese Auflösung aus, jedoch verliert das Modell so etwas von seinem Alleinstellungsmerkmal und die Betrachtung von einzelnen Regenereignissen bezüglich des Abflussverhaltens ist weniger genau als in der ursprünglichen Version.

Da RoGeR aus dem Bereich der Abflussmodellierung im urbanen Raum kommt, gibt es noch nicht sehr viele Erfahrungen mit der Modellierung des Bodenwasserhaushalts von Waldgebieten. Um eine Einschätzung aufgrund der Modellergebnisse tätigen zu können, sollten die Eingangsdaten mit der Wirklichkeit bestmöglich übereinstimmen. Aus diesem Grund ist es wünschenswert, dass eine weitere Differenzierung der Baumarten im Modell erfolgt. Um der Frage nach einer möglichen Trockenheitsgefahr nachzugehen, sollte in RoGeR auch zwischen der Größe und dem Alter der im Bestand vorkommenden Bäume differenziert werden können. So werden für die Abschätzung bei Fichten bezüglich eines Borkenkäferbefalls Informationen zur Bestandsstruktur (Bestockungsrad und Baumhöhe) benötigt (Netherer und Nopp-Mayr, 2005). Wenn RoGeR bei der Modellierung des Bodenwasserhaushalts solche Eigenschaften berücksichtigen könnte, würde dies eine gute Grundlage für Fragestellungen sein, die über die Bodenfeuchte im Untersuchungsgebiet hinausgehen.

Um Bäume in Siedlungen abilden zu können, wurde dem Modell der Baumlayer hinzugefügt. Hierdurch ist es möglich, dass die Grünflächen inklusive Bäume gut im Modell dargestellt werden können. Ob es für die Waldflächen sinnvoll ist, konnte in dieser Arbeit nicht nachgewiesen werden. Um Waldflächen gut abilden zu können wäre es aber im Allgemeinen gut, wenn die Vegetation auf diesen Flächen mehr differenziert werden könnte.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit den gemessenen Bodenfeuchtedaten ergab, dass das Modell die Werte gut abbilden konnte. Sowohl die REW als auch die Bodenfeuchte hatten eine bessere Übereinstimmung im Verlauf der Vegetationsperiode. Während der feuchteren Herbst-/Wintermonate waren die Differenzen größer, aber dennoch verhältnismäßig gering. Nur die Messfläche r03 wies bei der Bodenfeuchte höhere Abweichungen zu den Modellergebnissen auf, was wie bereits erwähnt, daran liegen könnte, dass die Installation der Sonden anders erfolgte, als bei den anderen beiden Messflächen. Somit könnte die größere Abweichung nicht an der Modellierung, sondern am Aufbau der Messfläche liegen.

Während der Modellierung ist aufgefallen, dass die REW teilweise sehr sensitiv reagiert. An einigen Stellen kann es vorkommen, dass die REW enormen Schwankungen unterliegt. Es sieht so aus, als würde sich der Wasserspeicher im modellierten Boden schnell leeren, aber auch schnell wieder füllen. Das muss kein Fehler des Modells sein, sondern kann auch an der Ungenauigkeit der Eingangsdaten liegen. Größere Schwankungen innerhalb kürzester Zeit konnten für das hier betrachtete Untersuchungsgebiet nicht oft beobachtet werden. Das schließt aber nicht aus, dass andere Gebiete nicht stärker von dieser sensitiveren REW betroffen sind. In den Monaten Juli bis Ende September können in Abbildung 9 (S. 30) vor allem bei der Messfläche r02 größere Schwankungen in der modellierten REW ausgemacht werden. Während die abgeleitete REW annähernd linear sank, blieb das Niveau der modellierten REW fast gleich. Dafür wies diese deutliche Schwankungen auf. Ähnliches konnte auch bei r01 und r03 beobachtet werden. Dies deutet darauf hin, dass das Modell vor allem in trockeneren Zeiten sensitiver reagiert, als die Sonden im Feld.

Da die hier verwendete Modellversion von RoGeR noch sehr neu ist, gab es noch kein ausführliches Handbuch. So war das Arbeiten mit dem Modell zum Teil wie mit einer Black Box. Daher war es nicht ersichtlich, wie RoGeR die potentielle Verdunstung im Laufe der Modellierung verändert hat. Dies führte zu einigen Schwierigkeiten bei dem Vergleich der ET_p, die in das Modell eingegangen ist und der ET_a, die das Modell modellierte. Das ET_a/ET_p Verhältnis wird als ein Indikator für Trockenstress angewendet und sollte auch in dieser Arbeit genauer betrachtet werden (Speich, 2019). Dies war aber nicht wie gewünscht

möglich, da das Ergebnis dieses Verhältnis maximal ≤ 1 sein dürfte. Die berechneten Verhältnisse in dieser Arbeit überstiegen diesen Wert des Öfteren. So war die ET_a in einigen Bereichen um ein Vielfaches höher als die ET_p, die in das Modell eingegangen ist. Deswegen wäre es gut, wenn das Modell auch die ET_p mit der gerechnet wird, mit ausgegeben wird. Außerdem wäre diesbezüglich eine detaillierte Beschreibung der Verarbeitung der ET_p während der Modellierung hilfreich.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten, dass das unkalibrierte Modell gut in der Lage ist den Bodenwasserhaushalt im NLP Hunsrück-Hochwald abzubilden. In einem weiteren Schritt wäre es noch interessant, die Modellergebnisse von RoGeR mit den Ergebnissen anderer, schon länger etablierter Bodenwasserhaushaltsmodelle zu vergleichen. So könnten noch weitere eventuelle Vorzüge und Schwächen des Modells im Vergleich zu anderen identifiziert werden.

Neben der Anwendung von RoGeR zur Modellierung der Bodenfeuchte und dem pflanzenverfügbaren Wasser, könnte das Modell auch für andere Fragestellungen, die den Wasserhaushalt betreffen, verwendet werden. So kann RoGeR durchaus auch Antworten bezüglich Trockenstress anderer Baumarten liefern. Dies könnte aber auch durch die Änderung der Berechnung der Evapotranspiration erreicht werden. Wenn statt der Grasreferenzverdunstung der Shuttleworth-Wallace-Ansatz verwendet werden würde, könnten so Baumhöhen, Lücken im Bestand und der LAI mit berücksichtigt werden (Shuttleworth und Wallace, 1985). So müsste keine differenzierte Anpassung des Modells bezüglich der Baumarten erfolgen, denn nicht für jedes Untersuchungsgebiet gibt es zwangsläufig Karten mit Informationen über die einzelnen Hauptbaumarten. Eine weitere Untersuchungsmöglichkeit mittels RoGeR wäre die Modellierung des Stofftransports innerhalb eines Untersuchungsgebiets bzw. eines Einzugsgebietes.

4.5 Methodenkritik

Der Vergleich der unterschiedlichen Modelldurchläufe mit veränderten Eingangsparametern wurde zu Beginn dieser Arbeit durchgeführt. Da zu diesem Zeitpunkt noch nicht alle Klimaparameter für die aktuelleren Jahre zur Verfügung standen, wurde das Trockenjahr 2003 als Referenzzeitrahmen gewählt. Allerdings wäre es besser gewesen, wenn diese Untersuchungen für das Jahr 2018 durchgeführt wären. Durch den Vergleich mit den gemessenen Daten hätte Aufschluss darüber geben können, welche der ausgewählten Eingangsparameter die gemessenen Werte besser abbilden können.

Die Trockenstressanalyse in dieser Arbeit erfolgte mithilfe der berechneten REW und dem Grenzwert von 0,4. Nach Granier et al. (1999) reagiert die Vegetation unterhalb dieses Grenzwertes auf die eingeschränkte Wasserversorgung, indem die Stomata geschlossen

werden und so die Verdunstung aktiv reduziert wird (Granier et al., 1999; Hillmann et al., 2009). Im Gegensatz dazu geht der UFZ-Dürremonitor von etwas anderen Grenzwerten aus. Die dort angewandten Richtwerte zur Einordnung von Wasserstress sind $< 0,5$ und $< 0,3$. Bei einer REW $< 0,5$ geht der Dürremonitor davon aus, dass für eine optimale Ertragsausbeute eine landwirtschaftliche Bewässerung notwendig ist. Unterschreitet die REW den Wert 0,3 ist von Wasserstress in den Pflanzen auszugehen (Marx, 2014; DWD, 2016). Da der Dürremonitor Karten für Deutschland generiert, stellt sich die Frage, ob für die Modellierungen innerhalb Deutschlands die Richtwerte verwendet werden sollten, wie sie durch Marx (2014) und den DWD (2016) beschrieben werden.

Bei einem Trockenstressereignis ist aber nicht nur die Unterschreitung eines Schwellenwertes entscheidend. Es ist auch wichtig, dass die Dauer und die saisonale Häufigkeit der Unterschreitung betrachtet werden (Ridolfi et al., 2000). In dieser Arbeit wurde dies jedoch nur kurz betrachtet und nicht tiefergehend untersucht. Dies könnte zu einem unvollständigen Bild des tatsächlichen Risikos bezüglich Trockenstress im NLP führen. Somit bietet es sich an, den NLP auch hinsichtlich der Dauer der einzelnen Trockenstressereignisse zu untersuchen, um ein besseres Bild über die Vitalität der Fichten zu bekommen. Denn wie Solberg (2004) und Braun et al. (2015) beobachten konnten, hängt neben der Vitalität auch die Mortalität der Fichten von den klimatischen Bedingungen der Vorjahre ab. Je wärmer und trockener die letzten drei Jahre waren, insbesondere der Monat August, desto höher war das Fichtensterben. Aus diesem Grund sollte der NLP Hunsrück-Hochwald noch einmal genauer auf die Länge der retrospektiven Trockenstressereignisse untersucht werden.

Andere Studien betrachteten bei der Trockenstressanalyse eines Untersuchungsgebiets mehrere Indikatoren (Braun et al., 2015; Schulte-Bispig und Beese, 2013). Neben der Bodenfeuchte bzw. der REW wurden auch Parameter mit in die Analyse genommen, die die Transpiration oder die Evapotranspiration betrafen. Dies legt die Vermutung nahe, dass die Ergebnisse dieser Untersuchung lediglich einen groben Eindruck über das Trockenheitsrisiko im NLP geben können. Dadurch, dass die detaillierte Betrachtung des ETa-ETp Verhältnis wegfiel, sind die Ergebnisse eventuell sehr einseitig. Die Einschätzungen aufgrund der REW-Analysen konnten dadurch nicht mit anderen Indikatoren verglichen werden.

Die Risikokarte in Abbildung 26 zeigt einen Überblick über die potentiell gefährdeten Fichtenbestände im NLP. Die Berechnung der Werte, die die Risikogefahr wiederspiegeln wurde mit einem einfachen Verfahren gewichtet. Hierbei wurden nur die Gruppen selbst nach der Höhe der REW geordnet und anschließend mit einem Faktor zwischen 0 und 1 versehen. Um den Mittelwert der REW berücksichtigen zu können wurde der Faktor noch

mit dem diesem Wert verrechnet. Dieses Prinzip ist ziemlich simpel und auch fünf Stratifizierungsgruppen können nur ein eingeschränktes Bild der eigentlichen Gefährdung im Untersuchungsgebiet aufzeigen.

Da für den Bereich des NLPs im Saarland keine Daten mit hinreichender Qualität ausfindig gemacht werden konnte, wurde für einige der Eingangsparameter ein Mittelwert aus dem restlichen Gebiet verwendet. Dies führt zum einen dazu, dass dieser Bereich weniger realitätsnah abgebildet worden ist und zum anderen, dass die Ergebnisse dieses Bereiches wenig differenziert waren. Deswegen sind die Beobachtungen die für diesen Teil des NLPs gemacht wurden, nur als ein grober Trend in diesem Gebiet zu verstehen.

5 Schlussfolgerung und Ausblick

Das übergeordnete Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Fichtenbestände im NLP Hunsrück Hochwald zu identifizieren, die aufgrund ihrer Lage und den sich verändernden klimatischen Bedingungen, zukünftig zu einem hohen Trockenstressrisiko neigen. Um diese auszumachen wurde eine retrospektive Bodenwasserhaushaltsmodellierung herangezogen und ausgewertet. Die Ergebnisse aus dieser Untersuchung deckten sich mit einigen Beobachtungen anderer Autoren, bezüglich der Anfälligkeit einiger Standorte für Trockenstress.

Die Auswertung des Untersuchungsgebietes hinsichtlich der vom Trockenstress gefährdeter Flächen ergab, dass die meisten Fichtenbestände im NLP von einem mittelhohen Risiko betroffen sind. Standorte mit einer geringen Risikoeinschätzung gibt es kaum und die wenigen, die identifiziert wurden, werden mutmaßlich durch das oberflächennah anstehende Grundwasser mit Wasser versorgt. Von einer hohen Risikoeinschätzung ist circa ein Drittel des gesamten NLPs betroffen. Durch die sich ändernden klimatischen Bedingungen ist damit zu rechnen, dass dieser Anteil zukünftig steigen wird. Um noch detailliertere Aussagen über die akut betroffenen Flächen tätigen zu können bietet es sich hier an anzuschließen und die Modellergebnisse noch weiter zu stratifizieren. Die Informationen, die aus der Risikokarten gewonnen werden können, stellen durchaus eine gute Basis für einen ersten Eindruck gefährdeter Flächen im NLP Hunsrück-Hochwald dar.

Ein weiterer Aspekt war die erste Anwendung der für die FVA angepassten RoGeR Version. Die Betrachtung der veränderten Eingangsparameter ergab im Wesentlichen, dass der Unterschied in der REW zwischen geringeren Niederschlagslängen nicht signifikant war. Der Niederschlagszeitpunkt und auch die Art der Niederschlagsverteilung, also entweder relativ auf die Stunden, in denen es in dem Monat am häufigsten geregnet hat, verteilt, oder gleichverteilt auf eine bestimmte Stundenanzahl, beeinflusste in diesem Gebiet die Modellergebnisse nur wenig. Deutlichere Unterschiede wurden hingegen bei der Tiefenperkolation und der Verwendung des Baumlayers beobachtet. In diesem Fall wirkte sich die Minimierung der Tiefenperkolation auf die REW im Nationalpark aus. Über das Jahr waren diese Werte höher als bei den anderen beiden Modelldurchläufen. Für die Verwendung des Baumlayers konnte das Gegenteil beobachtet werden. In einer weiterführenden Betrachtung des Gebiets sollten diese Analysen für das Jahr 2018 erneut durchgeführt werden. Diese Ergebnisse könnten dann mit den Messdaten verglichen werden, um einen Eindruck zu bekommen, welche der gewählten Eingangsparameter den Bodenwasserhaushalt im NLP realitätsnäher abbilden kann.

Zusammenfassend betrachtet war die Übereinstimmung der Modellergebnisse aus RoGeR mit den gemessenen Bodenfeuchten die Modellergebnisse aus RoGeR schon verhältnismäßig gut. Ohne eine Kalibrierung oder eine nachträglichen Anpassung der Eingangsdaten konnte die REW an den drei Messstationen gut abgebildet werden. Diese Beobachtung scheint dafür zu sprechen, dass das Bodenwasserhaushaltsmodell auch ohne Kalibrierung plausible Ergebnisse liefert. Dies deckt sich mit den Aussagen der Entwickler (Steinbrich et al., 2016). Um dennoch einen Eindruck zu bekommen, wie sensitiv das Modell im jeweiligen Gebiet auf die einzelnen Parameter reagiert, würde es sich dennoch anbieten eine Kalibrierung durchzuführen. Die hier verwendete Modellversion existiert erst seit 2019 und da es noch kein umfangreiches Handbuch gibt, würde dies ebenfalls für die Durchführung einer Kalibrierung sprechen. Dadurch könnte es besser nachvollziehbar werden, wie das Modell die Eingangsparameter verarbeitet.

6 Literatur

- Allen, R., W. Pruitt (1991): FAO-24 Reference Evapotranspiration Factors. *Journal of irrigation and drainage engineering* 117, 5/1991, S. 758–773.
- Anderson, M. C., C. Hain, B. Wardlow, A. Pimstein, J. R. Mecikalski, W. P. Kustas (2011): Evaluation of Drought Indices Based on Thermal Remote Sensing of Evapotranspiration over the Continental United States. *Journal of Climate* 24, 8/2011, S. 2025–2044.
- Barij, N., A. Stokes, T. Bogaard, R. V. Beek (2007): Does growing on a slope affect tree xylem structure and water relations? *Tree Physiology* 27, 5/2007, S. 757–764.
- BfN (o.J.): Landschaftssteckbrief - 24200 Hoch- und Idarwald.
- Braun, S., J. Remund, B. Rihm (2015): Indikatoren zur Schätzung des Trockenheitsrisikos in Buchen- und Fichtenwäldern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 166, 6/2015, S. 361–371.
- Bréda, N., R. Huc, A. Granier, E. Dreyer (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, 6/2006, S. 625–644.
- Calanca, P., P. Smith, A. Holzkämper, C. Ammann (2011): Die Referenzverdunstung und ihre Anwendung in der Agrarmeteorologie. *Agrarforschung Schweiz* 2, 4/2011.
- Dorrenbos, J., A. H. Kassam (1979): Yield response to water. *FAO Irrigation and Drainage Paper* 33. Food and Agric. Organization of the United States, Rome, 1979.
- DWD (2020): Lang ersehntes Nass verbesserte vielerorts die Bodenfeuchtesituation im Herbst 2019.
- DWD (2016): Dokumentation: Bodenfeuchte.
- Eckelmann, W., H. Sponagel, W. Grottenthaler (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterter Auflage, Hamburg.
- Granier, A., N. J. Bréda, P. Biron, S. Villette (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological modelling* 116, 2-3/1999, S. 269–283.
- Grossiord, C., S. Sevanto, J.-M. Limousin, P. Meir, M. Mencuccini, R. E. Pangle, W. T. Pockman, Y. Salmon, R. Zweifel, N. G. McDowell (2018): Manipulative experiments demonstrate how long-term soil moisture changes alter controls of plant water use. *Environmental and Experimental Botany* 152, 2018, S. 19–27.

- Hart, S. J., T. T. Veblen, K. S. Eisenhart, D. Jarvis, D. Kulakowski (2014): Drought induces spruce beetle (*Dendroctonus rufipennis*) outbreaks across northwestern Colorado. *Ecology* 95, 4/2014, S. 930–939.
- Hartge, K. H., R. Horn (2006): Die physikalische Untersuchung von Böden, hh.
- Hausen, R. (2020): Der Boden vergisst nicht, DWD Webseite.
- Heinemann, G., A. Helbig (2018): Klimatologie des Naturparks Saar – Hunsrück.
- Henning, B. (2016): Checkliste für die Fichte.
- Hillmann, M., H. Meesenburg, F. Raissi, M. Worbes (2009): Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf die forstliche Nutzung. Teil 1: Rechtliche Rahmenbedingungen und Voruntersuchungen. *Geofakten*, 15/2009.
- Institut für Bodenkunde und Waldernährung (2005): Beurteilung des Bodens im Gelände.
- IPCC (Hrsg.) (2019): Climate Change and Land. Special Report.
- IpsPro Vorhabensbeschreibung (2017): Verbesserte Abschätzung des Risikos für Buchdruckerbefall – Grundlagen für ein Prognosewerkzeug als Bestandteil des integrierten Waldschutzes (IpsPro): Vorhabensbeschreibung.
- Jakoby, O., H. Lischke, B. Wermelinger (2019): Climate change alters elevational phenology patterns of the European spruce bark beetle (*Ips typographus*). *Global change biology* 25, 12/2019, S. 4048–4063.
- Karopka, M. (2017): Die Fichte – Baum des Jahres 2017 und Baum des Anstoßes. *FVA-einblick*, 1/2017.
- Keil, B., T. Vorderbrügge (2012): Die Zustandsstufe der Bodenschätzung – Bodentyp oder Wurzelraum?
- Kölling, C., T. Knoke, P. Schall, C. Ammer (2009): Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80, 2/2009, S. 42–54.
- kwis-rlp.de (o.J.): Aufbau der IpsPro Versuchsfläche. Abrufbar unter http://www.kwis-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/uks/Grafiken_IpsPro_Leisel.pdf.
- Lange, H., B. Økland, P. Krokene (2006): Thresholds in the life cycle of the spruce bark beetle under climate change. *Interjournal for Complex Systems*, 1648/2006, S. 1–10.
- Leistert, H., A. Steinbrich (2019): Handbuch - RoGeR. unveröffentlicht.

- LGB (2013): Bodenflächendaten 1:50.000. Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz.
- Mäkinen, H., P. Nöjd, H. P. Kahle, U. Neumann, B. Tveite, K. Mielikäinen, H. Röhle, H. Spiecker (2002): Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management* 171, 3/2002, S. 243–259.
- Marx, A. (2014): Dürremonitor Deutschland.
- Müller, J. (2014): Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten von Bäumen. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen, S. 77–92.
- Müller-Kroehling, S., H. Walentowski, H. Bußler, C. Kölling (2009): Natürliche Fichtenwälder im Klimawandel - Hochgradig gefährdete Ökosysteme. *LWF Wissen* 63, 2009, S. 70–85.
- Nationalparkamt (o.J.): Klima und Wetter. Abrufbar unter <https://www.nationalpark-hunsrück-hochwald.de/>.
- Netherer, S., B. Matthews, K. Katzensteiner, E. Blackwell, P. Henschke, P. Hietz, J. Pennerstorfer, S. Rosner, S. Kikuta, H. Schume, A. Schopf (2015): Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *The New phytologist* 205, 3/2015, S. 1128–1141.
- Netherer, S., U. Nopp-Mayr (2005): Predisposition assessment systems (PAS) as supportive tools in forest management—rating of site and stand-related hazards of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management* 207, 1-2/2005, S. 99–107.
- Netherer, S., B. Panassiti, J. Pennerstorfer, B. Matthews (2019): Acute Drought Is an Important Driver of Bark Beetle Infestation in Austrian Norway Spruce Stands. *Frontiers in Forests and Global Change* 2, 2019, S. 265.
- Netherer, S., J. Pennerstorfer, B. Matthews (2018): Trockenstress von Fichtenbeständen fördert den Schadholzanfall durch Buchdrucker. *Forstschutz Aktuell* 65, 2018, S. 1–9.
- Ostrowski, M. W. (2009): Ingenieurhydrologie I, Technische Universität Darmstadt.

- Panek, N. (2012): Zur Frage der Nationalpark-Eignung von Waldflächen in den Landschaftseinheiten Soonwald, Pfälzer Wald sowie Hoch- und Idarwald im Bundesland Rheinland-Pfalz. Bausteine für ein nationales Buchenwald-Verbundsystem.
- Peng, L., Z. Zeng, Z. Wei, A. Chen, E. F. Wood, J. Sheffield (2019): Determinants of the ratio of actual to potential evapotranspiration. *Global change biology*, 2019.
- Rehschuh, R., T. Mette, A. Menzel, A. Buras (2017): Soil properties affect the drought susceptibility of Norway spruce. *Dendrochronologia* 45, 2017, S. 81–89.
- Reinhold, J., D. Horst (2019): Borkenkäfer-Management ab Frühjahr 2019. FVA Waldschutz Info, 1/2019.
- Reiter, P., T. Sauer, M. Zimmer, M. Voigt (2018): Themenheft Klimawandel - Entwicklungen bis heute.
- Rheinland-Pfalz (2019): Klimawandel Vergangenheit.
- Rheinland-Pfalz/Saarland (2014): Staatsvertrag zwischen dem Land Rheinland-Pfalz und dem Saarland über die Errichtung und Unterhaltung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald.
- Ridolfi, L., P. D'Odorico, A. Porporato, I. Rodriguez-Iturbe (2000): Duration and frequency of water stress in vegetation: An analytical model. *Water Resources Research*, 2000, S. 2297–2307.
- Ritter, A. (2017): Die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald von 1759 bis 2015. Abrufbar unter <https://fs.nlphh.de/>.
- Rothe, P. (2012): Die Geologie Deutschlands. 48 Landschaften im Portrait. Wbg Academic in Wissenschaftliche Buchgesellschaft (WBG), Darmstadt.
- Schroeder, S. A. (1991): Topographic Position Effects on Soil Water and Wheat Yields on Reclaimed Minelands, 1991.
- Schulte-Bispinger, H., F. Beese (2013): 50-jährige Zeitreihe der Dynamik des Wasserhaushaltes eines Buchen-Kiefern-Altbestandes in Brandenburg. *Forstarchiv* 84, 2013, S. 119–126.
- Schulze, E.-D., E. Beck, K. Müller-Hohenstein. (2002): *Pflanzenökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Shuttleworth, W. J., J. S. Wallace (1985): Evaporation from sparse crops—an energy combination theory. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 111, 469/1985, S. 839–855.

- Sidor, C. G., I. Popa, R. Vlad, P. Cherubini (2015): Different tree-ring responses of Norway spruce to air temperature across an altitudinal gradient in the Eastern Carpathians (Romania). *Trees* 29, 4/2015, S. 985–997.
- Solberg, S. (2004): Summer drought: a driver for crown condition and mortality of Norway spruce in Norway. *Forest Pathology* 34, 2/2004, S. 93–104.
- Speich, M. J.R. (2019): Quantifying and modeling water availability in temperate forests: a review of drought and aridity indices. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 12, 1/2019, S. 1–16.
- Steinbrich, A., M. Henrichs, H. Leistert, I. Scherer, T. Schuetz, M. Uhl, M. Weiler (2018): Ermittlung eines naturnahen Wasserhaushalts als Planungsziel für Siedlungen. *HyWa* 62, 6/2018.
- Steinbrich, A., H. Leistert, M. Weiler (2016): Model-based quantification of runoff generation processes at high spatial and temporal resolution. *Environmental Earth Sciences* 75, 21/2016, S. 165.
- Sutmöller, J., H. Meesenburg, J. Evers, M. Wagner (2017): Auswirkungen der Trockenheit 2015 auf den Bodenwasserhaushalt und das Baumwachstum von Waldstandorten in Nordwestdeutschland. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.): *Waldböden: Schutz und Nutzung. Beiträge aus der NW-FVA*, S. 83–98.
- Thom, D., W. Rammer, R. Seidl (2017): Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. *Global change biology* 23, 1/2017, S. 269–282.
- Triebenbacher, C., R. Petercord (2019): Buchdrucker und Kupferstecher im Steilflug. Der Ausnahmesommer 2018 stärkt Fichtenborkenkäfer in ganz Bayern. *LWF aktuell*, 120/2019, S. 43–45.
- Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2001): *Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg*.
- van der Maaten-Theunissen, M., H.-P. Kahle, E. van der Maaten (2013): Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Annals of Forest Science* 70, 2/2013, S. 185–193.
- Walker, X. J., M. C. Mack, J. F. Johnstone (2015): Stable carbon isotope analysis reveals widespread drought stress in boreal black spruce forests. *Global change biology* 21, 8/2015, S. 3102–3113.

- Waring, R. H., S. W. Running (2007): Forest ecosystems. Analysis at multiples scales.
- Wermelinger, B., O. Jakoby, G. Stadelmann, C. Bigler, H. Lischke, F. Meier, H. Bugmann, A. Rigling (2014): Borkenkäfer als Schlüsselfaktoren der zukünftigen Waldnutzung (BarBeeKey): im Forschungsprogramm Wald und Klimawandel: Schlussbericht des Projektes: Schlussbericht des Projektes. ETH Zurich.
- Wilson, R. J., M. Hopfmueller (2001): Dendrochronological investigations of Norway spruce along an elevational transect in the Bavarian Forest, Germany. *Dendrochronologia* 19, 1/2001, S. 67–79.
- Zang, C., H. Pretzsch, A. Rothe (2012): Size-dependent responses to summer drought in Scots pine, Norway spruce and common oak. *Trees* 26, 2/2012, S. 557–569.

7 Anhang



Abbildung A. 1: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r01 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe (jeweils $n = 10$).

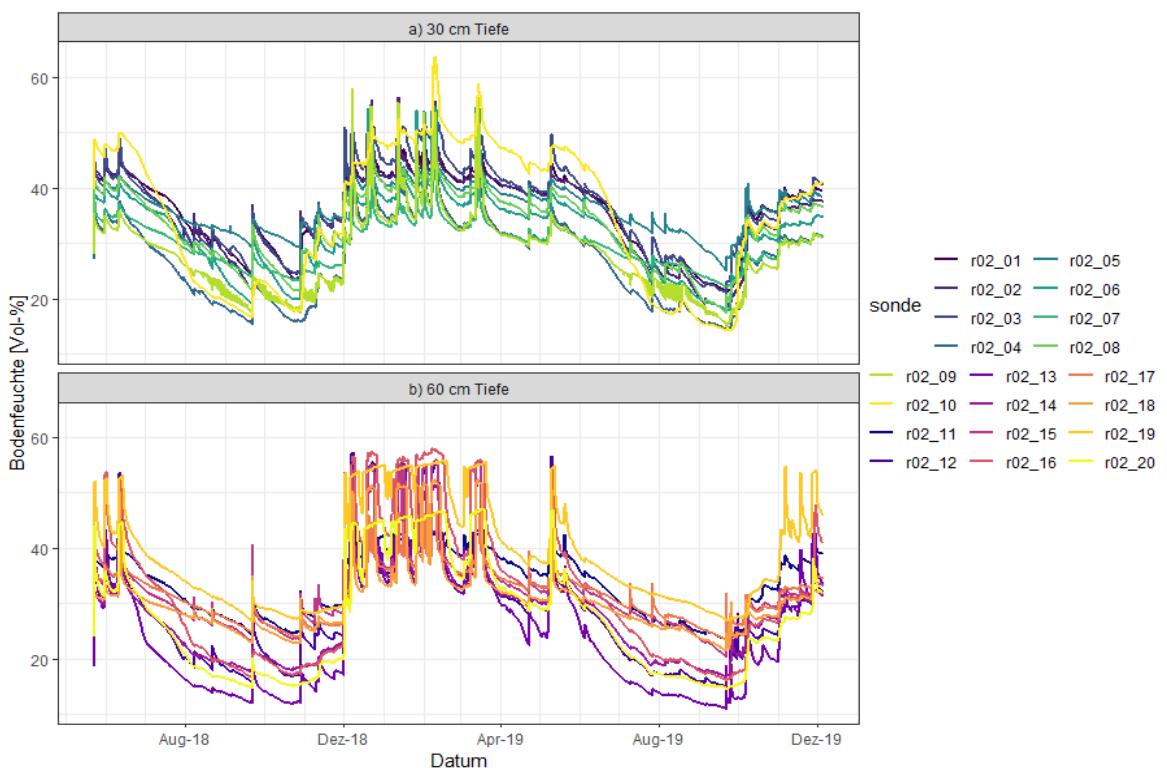


Abbildung A. 2: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r02 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe (jeweils $n = 10$).

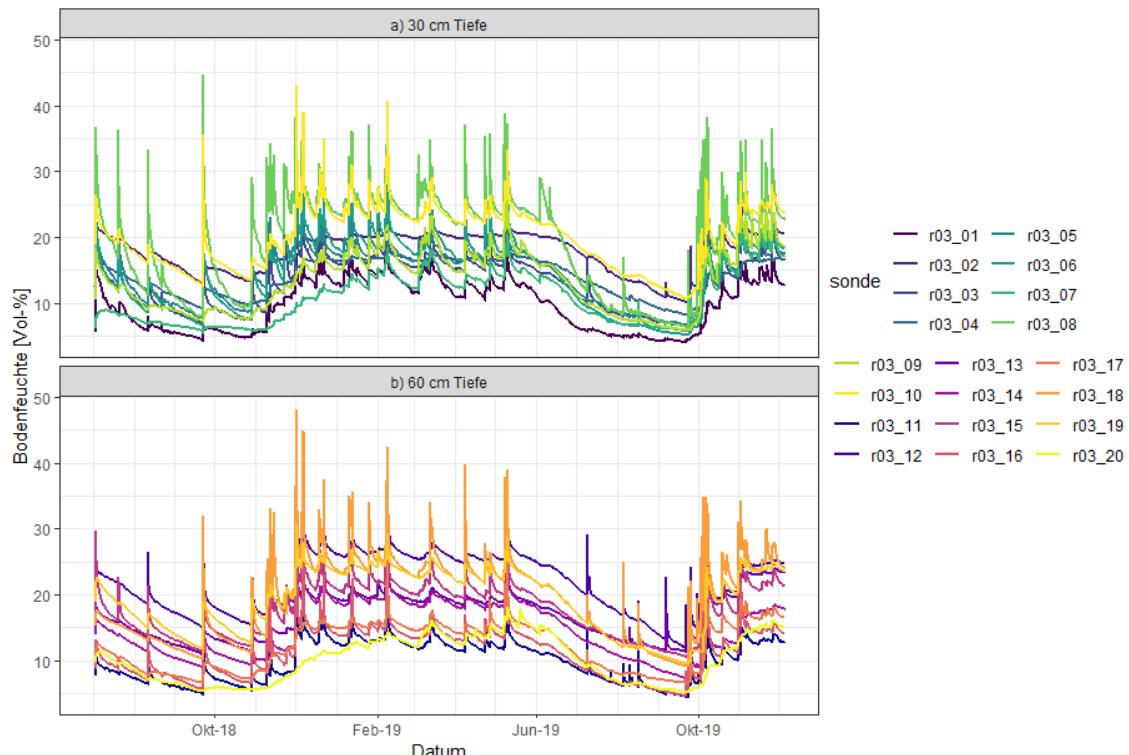


Abbildung A. 3: Messergebnisse der einzelnen Sonden an der Messstation r03 in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe. (jeweils $n = 10$). in a) 30 cm und in b) 60 cm Tiefe. (jeweils $n = 10$).

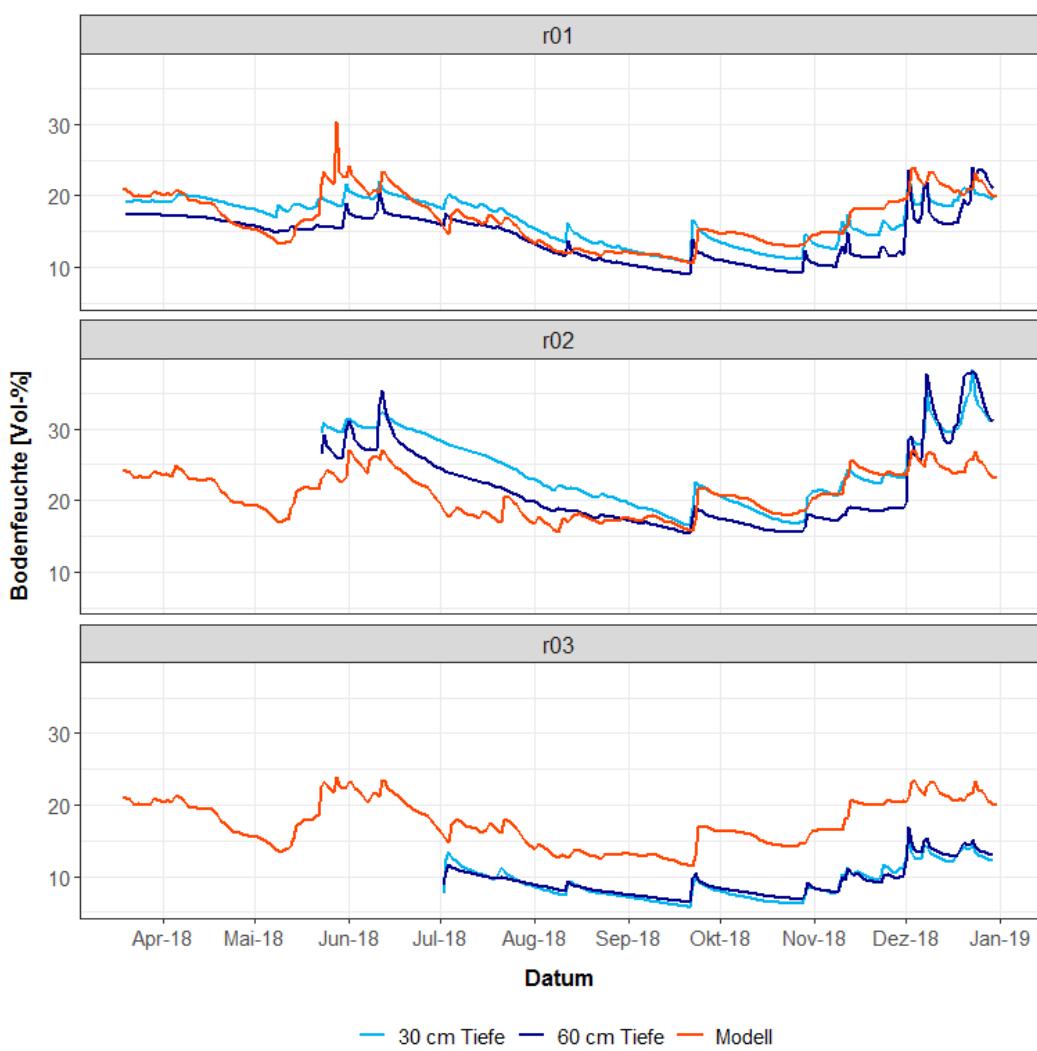


Abbildung A. 4: Vergleich der modellierten mit der gemessenen ($n = 10$) Bodenfeuchte.

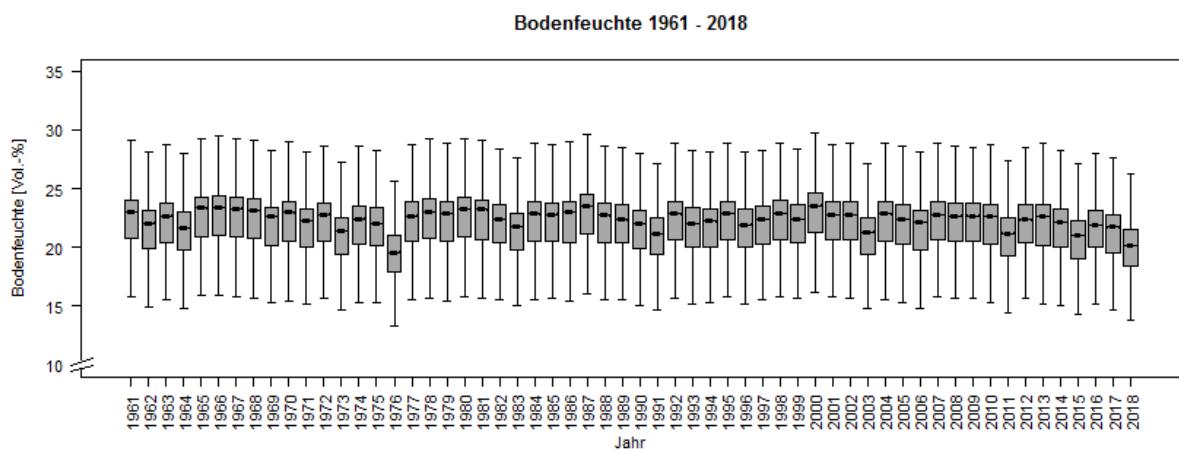


Abbildung A. 5: Modellierte Bodenfeuchte über den Zeitraum von 1961 bis 2018 (n = 238 965 Zellen pro Jahr).

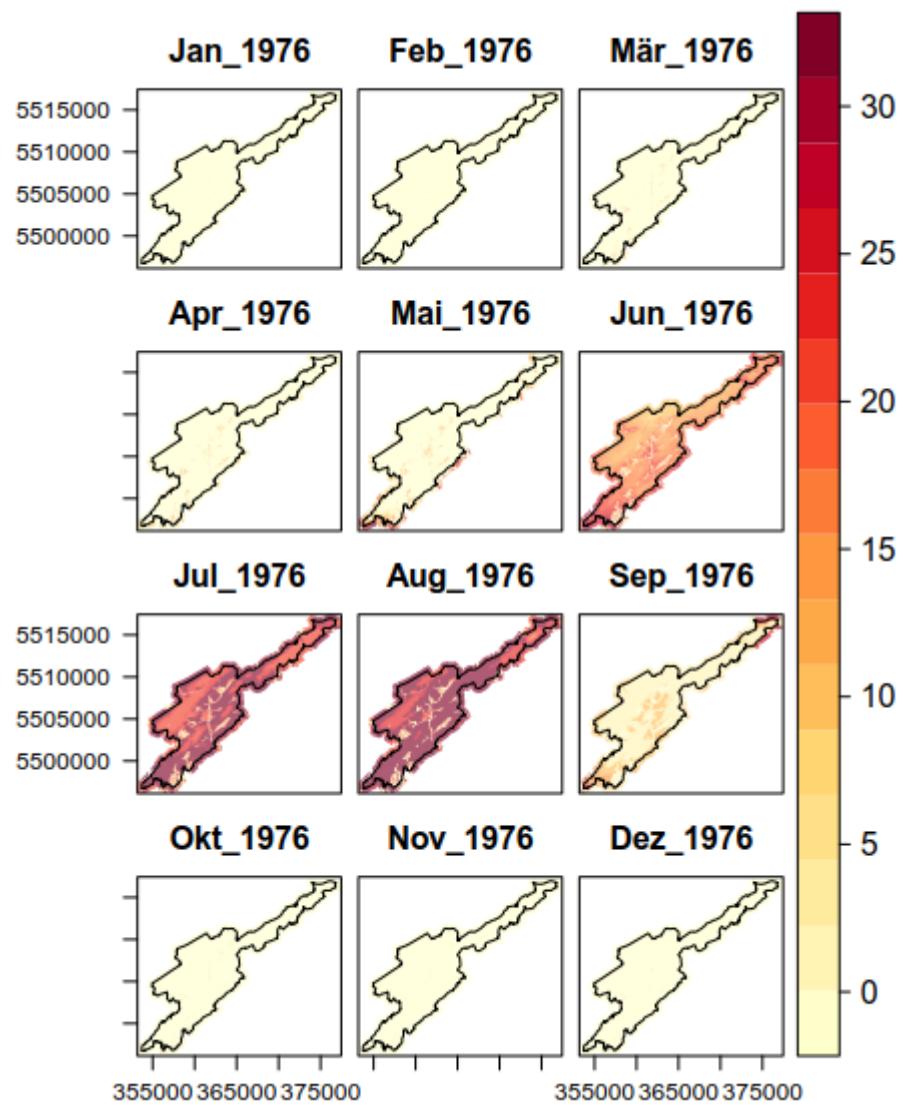


Abbildung A. 6: Darstellung der Verteilung der Tage mit REW < 0,4 für das Jahr 1976.

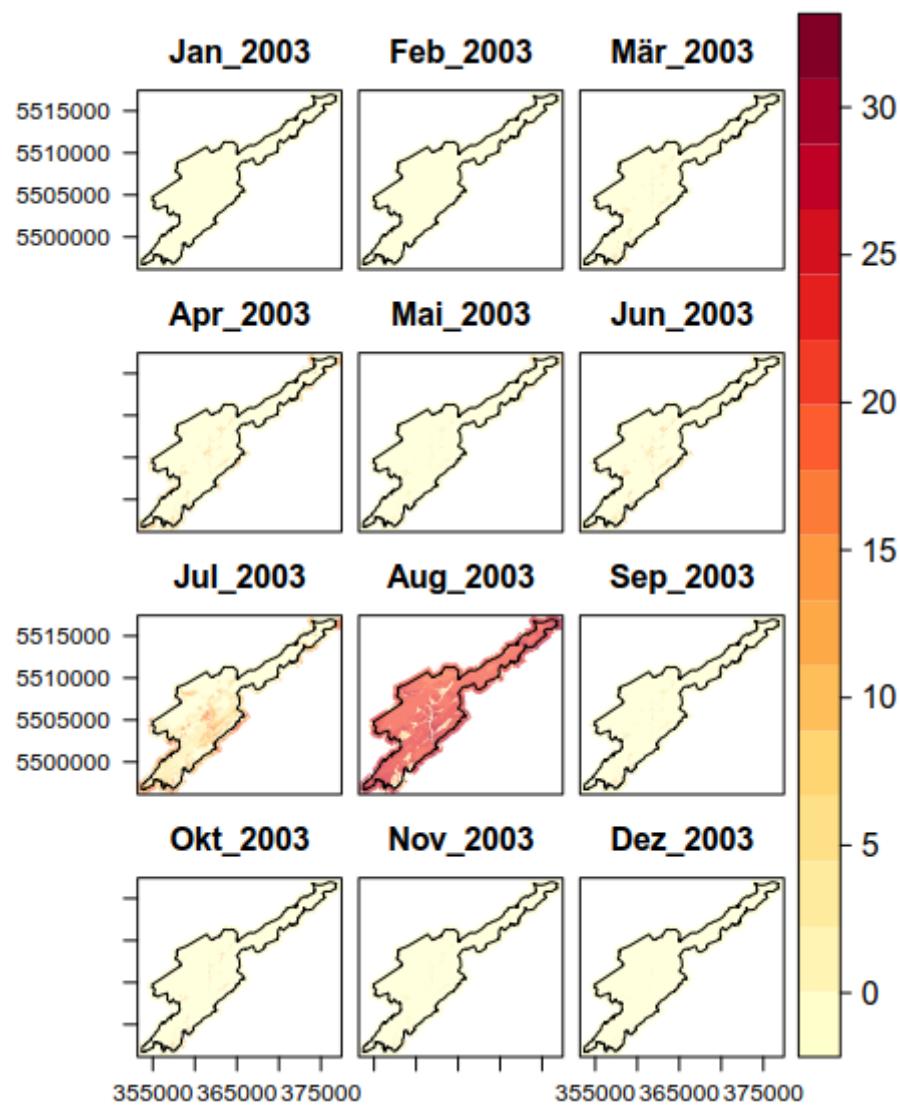


Abbildung A. 7: Darstellung der Verteilung der Tage mit REW < 0,4 für das Jahr 2003.

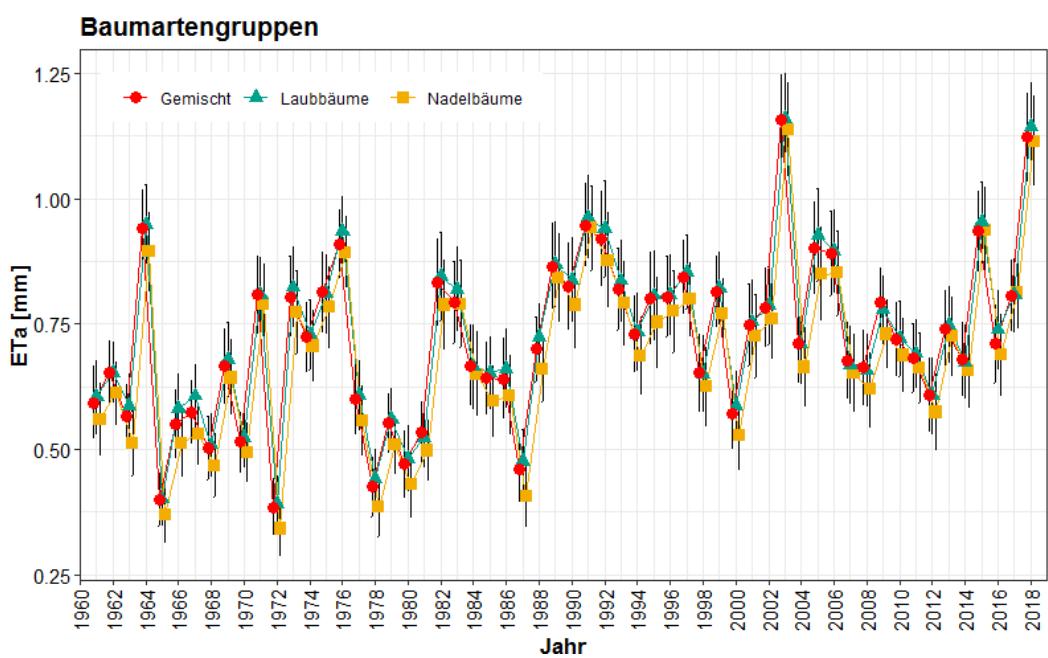


Abbildung A. 8: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Baumartengruppen (n = 238 965 Zellen).

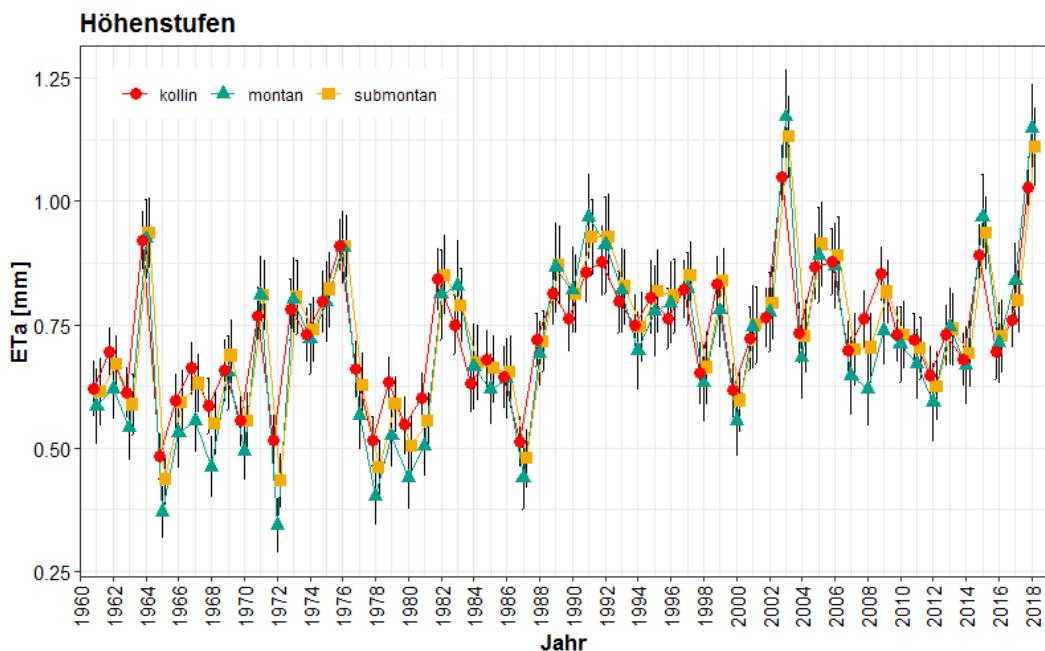


Abbildung A. 9: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Höhenstufen (n = 238 965 Zellen).

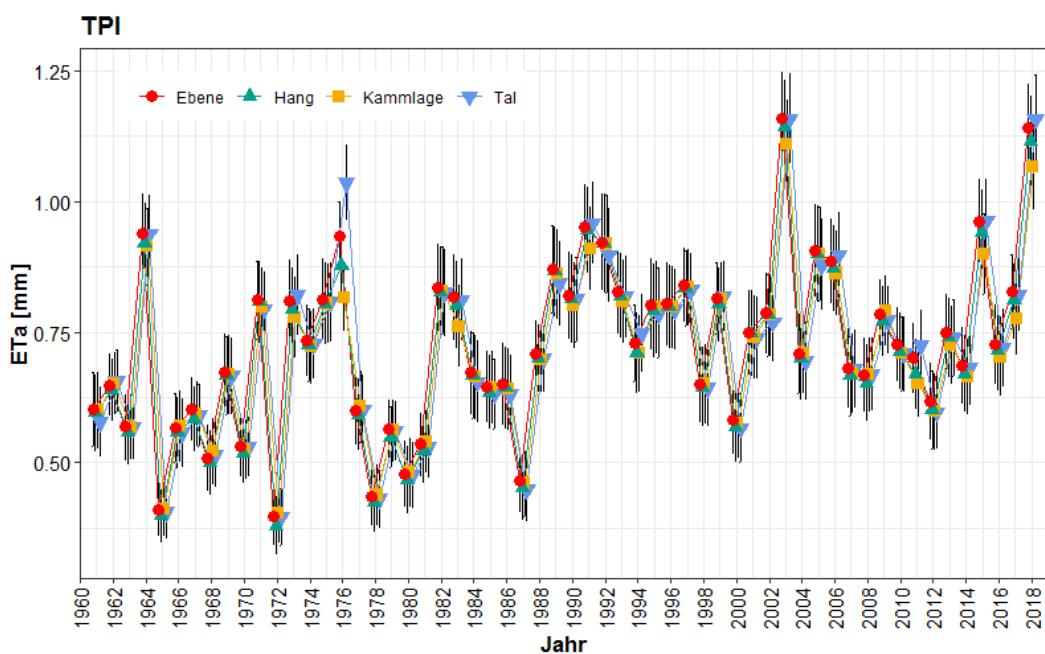


Abbildung A. 10: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: TPI (n = 238 965 Zellen).

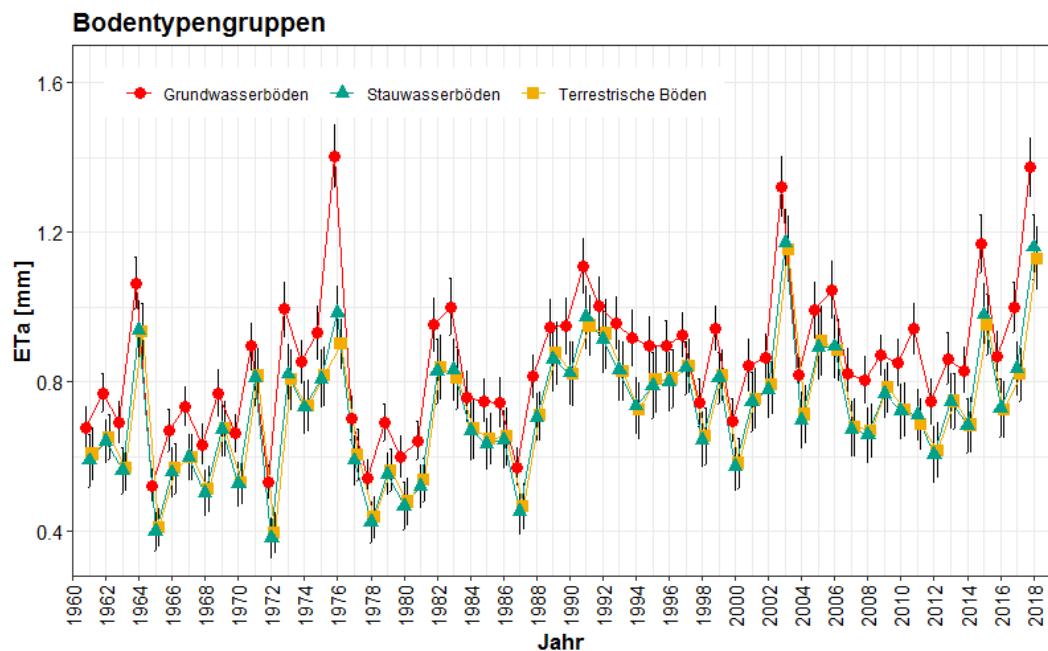


Abbildung A. 11: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Bodentypengruppen (n = 238 965 Zellen).

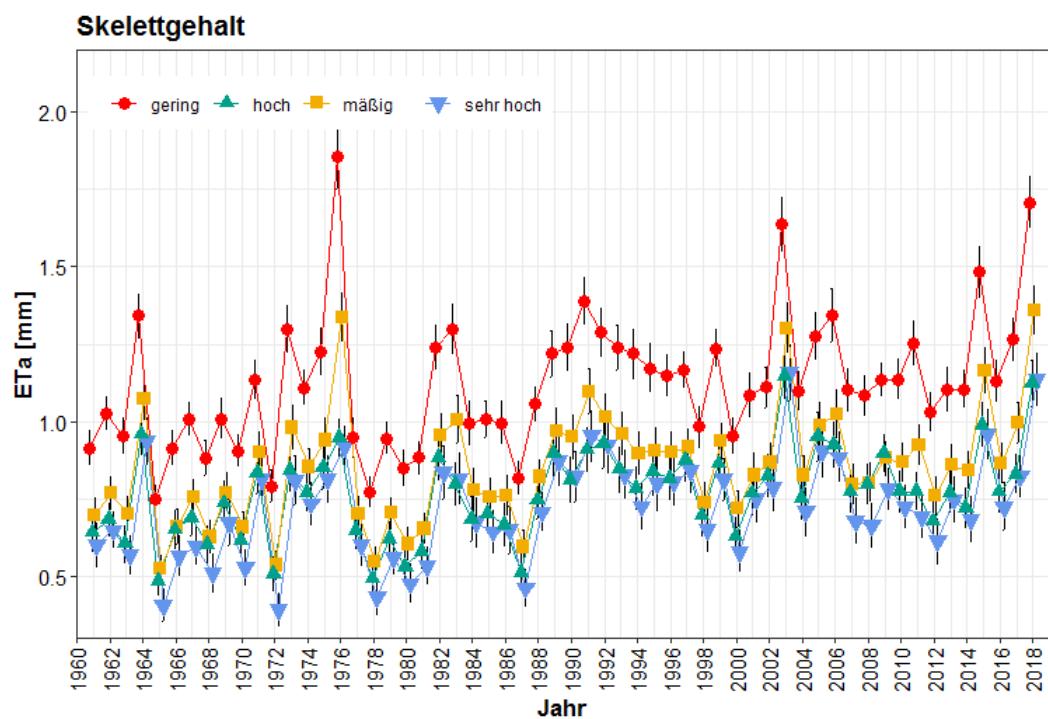


Abbildung A. 12: Stratifizierte Darstellung der über die Vegetationsperiode gemittelten ETa für die Jahre 1961 bis 2018: Skelettgehalt (n = 238 965 Zellen).

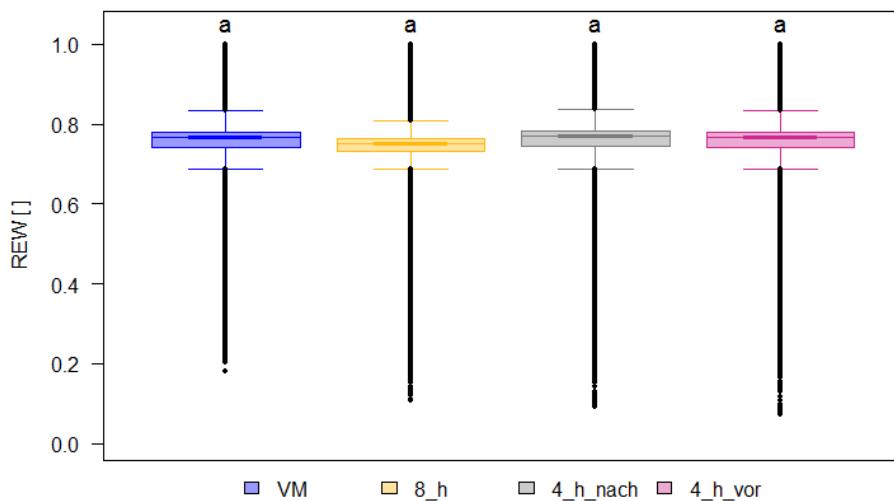


Abbildung A. 13: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM, 8_h, 4_h_nach und 4_h_vor. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).

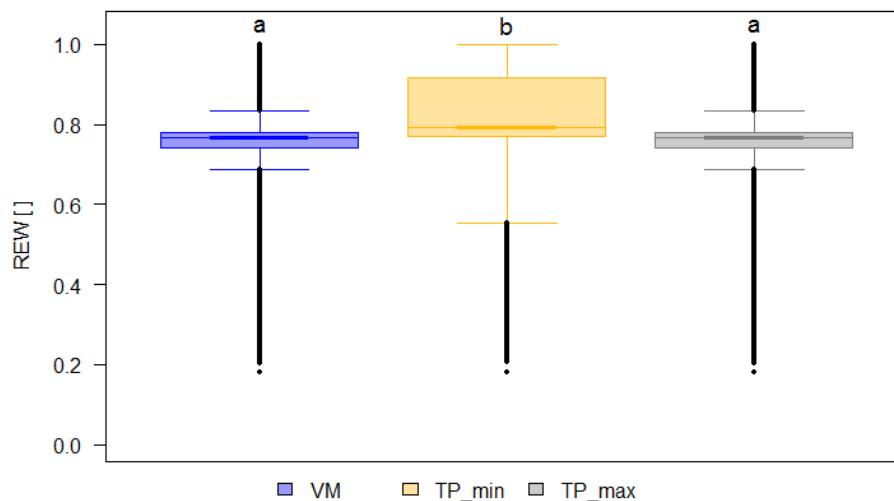


Abbildung A. 14: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM, TP_min und TP_max. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).

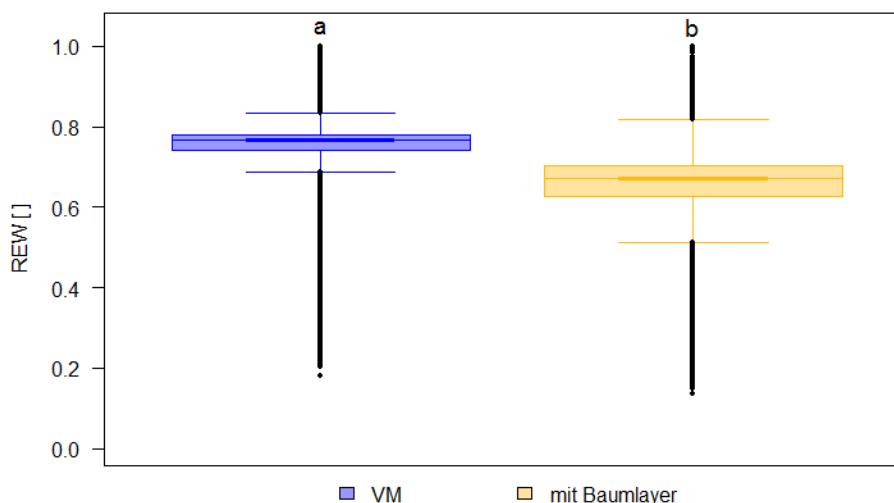


Abbildung A. 15: Vergleich der REW Mittelwerte über die Vegetationsperiode im Jahr 2002 für die Modelldurchläufe VM und mit Baumlayer. Signifikante Unterschiede sind durch Buchstaben über den Boxplots dargestellt (n = 238 965 Zellen).