# Forstanbausysteme in Bergbaugebieten (TP 1.10)

Endbericht

**Auftragnehmer:**

**Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.**

Autoren: Hildmann, Christian; Zimmermann, Beate; Rösel, Lydia; Küchenmeister, Hans; Zipfel, Lukas

**Auftraggeber:**

**Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie**

Koordination: Lünich, Kathleen

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE

Freistaat SACHSEN

Berichtszeitraum: Mai 2019 – April 2020
Berichtsabschluss: 30.09.2020

**Gefördert durch den europäischen Fonds für Regionalentwicklung**

Europäische Union. Europäischer Fonds für regionale Entwicklung. Evropská unie. Evropský fond pro regionální rozvoj.

SN CZ
Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg V A / 2014 – 2020

# INHALTSVERZEICHNIS

**ABBILDUNGSVERZEICHNIS** II

**TABELLENVERZEICHNIS** III

**ANLAGENVERZEICHNIS** V

**ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS** VI

**1 VERANLASSUNG UND ZIEL** 1

**2 DIE BEDEUTUNG VON WÄLDERN FÜR DEN WASSERHAUSHALT UND DEN RÜCKHALT VON SCHADSTOFFEN** 2

**2.1 WASSERHAUSHALTSGRÖßEN UND IHRE EINFLUSSFAKTOREN IN WÄLDERN** 2
**2.2 PHYTOREMEDIATION** 7

**3 KIPPEN UND HALDEN ALS EXTREMSTANDORTE FÜR WÄLDER** 8

**3.1 EINLEITUNG** 8
**3.2 RECHTLICHE GRUNDLAGEN DER FORSTLICHEN REKULTIVIERUNG IN DEUTSCHLAND** 9
**3.3 ENTWICKLUNG DER FORSTLICHEN REKULTIVIERUNGSPRAXIS** 9
**3.4 WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN BAUMARTEN UND STANDORTEIGENSCHAFTEN UNTER BERÜCKSICHTUNG DES WASSER- UND STOFFHAUSHALTS** 11
3.4.1 KIPPENSTANDORTE 11
3.4.2 HALDEN 12
3.4.3 NACHBERGBAULICHE FLÄCHEN IM VERGLEICH ZU NATÜRLICHEN GEHÖLZSTANDORTEN 17
**3.5 FORSTLICHE REKULTIVIERUNG IM INTERNATIONALEN VERGLEICH** 18
3.5.1 VEREINIGTE STAATEN VON AMERIKA 18
3.5.2 GROßBRITANNIEN 19
3.5.3 AUSTRALIEN 20
3.5.4 AFRIKA 20
3.5.5 SÜDAMERIKA 21
3.5.6 POLEN 22
3.5.7 TSCHECHISCHE REPUBLIK 22
**3.6 FORSTLICHE REKULTIVIERUNG IN SACHSEN** 23
**3.7 EINSATZ VON FORSTANBAUSYSTEMEN ENTLANG DER VORFLUTER** 24
**3.8 KLIMAWANDEL UND BAUMARTENWAHL** 25
**3.9 ZUSAMMENFASSUNG DES WISSENSSTANDES** 27

**4 ERARBEITUNG VON FORSTANBAUSYSTEMEN FÜR BERGBAUFOLGELANDSCHAFTEN** 28

**4.1 ZUSAMMENSTELLUNG DER BERGBAULICH BEEINFLUSSTEN GEBIETE 28**
**4.2 EXEMPLARISCHE STECKBRIEFE FÜR ZWEI STANDORTE IN SÄCHSISCHEN BERGBAUREGIONEN 32**
4.2.1 VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE IM LUGAU-OELSNITZER STEINKOHLENREVIER 32
4.2.2 STANDORT BRAUNKOHLENKIPPE NOCHTEN 43

**5 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG MÖGLICHER FORSTANBAUSYSTEME 49**

**5.1 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG - VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE 49**
5.1.1 HYDROTOPAUSWEISUNG UND STANDORTEIGENSCHAFTEN DER HYDROTOPE 49
5.1.2 FORSTLICHE BESTANDESAUFNAHMEN UND VEGETATIONSPARAMETRIERUNG 56
**5.2 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG – KIPPE NOCHTEN 59**
**5.3 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG – METEOROLOGISCHE ZEITREIHEN 63**
5.3.1 BESCHREIBUNG DER AUSGEWÄHLTEN DATENGRUNDLAGEN 63
5.3.2 VERGLEICH DER MODELLLÄUFE UND REALISIERUNGEN 64

**6 BEISPIELHAFTE MODELLIERUNG DES WASSERHAUSHALTES 71**

**6.1 METHODIK 71**
6.1.1 MODELLWAHL UND -KONZEPT 71
6.1.2 HORIZONTALE UND VERTIKALE DISKRETISIERUNG 71
6.1.3 MODELLABLAUF 72
6.1.4 LIMITATIONEN 73
**6.2 ERGEBNISSE DER MODELLIERUNG 74**
6.2.1 ERGEBNISSE DER MODELLLÄUFE FÜR DIE VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE 74
6.2.2 ERGEBNISSE DER MODELLLÄUFE FÜR DEN STANDORT NOCHTEN 105
6.2.3 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE MÖGLICHE MINDERUNG DER STOFFEINTRÄGE DURCH FORSTANBAUSYSTEME 147

**7 EMPFEHLUNGEN ZUR BEWIRTSCHAFTUNGSSTRATEGIE 151**

**LITERATURVERZEICHNIS V**

**ANLAGEN XIV**

# ABBILDUNGSVERZEICHNIS

*Abbildung 1: Mittelwert und Spannen des mittleren jährlichen Sickerwasserabflusses in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter (Bräunig, 2001)* ..... 7
*Abbildung 2: Steinkohlenaltbergbau in Sachsen und Reviere mit Bergehalden an der Tagesoberfläche (nach Felix et al., 2008 in Hertwig et al., 2010, S. 105)* ..... 28
*Abbildung 3: OWK in Sachsen mit Bergbaubeeinflussung (Weber und Bilek 2018, 11)* ..... 29
*Abbildung 4: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch bergbaubeeinflusste Schadstoffe Sulfat, Cadmium, Arsen, Blei. Überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK (Weber und Bilek 2018)* ..... 30
*Abbildung 5: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) der GWM (Weber und Bilek 2018)* ..... 31
*Abbildung 6: Mengenmäßiger Zustand der sächsischen Grundwasserkörper (+ angrenzende GWK der brandenburgischen Lausitz); grün = gut, rot = schlecht (LfULG, 2015)* ..... 31
*Abbildung 7: Regionalgeologische Übersicht im Raum Oelsnitz (Berger u. a. 2010, 15). Auszug aus der geologischen Übersichtskarte des Freistaates Sachsen 1:400.000, 1995, rot umrandet Blatt Stollberg/ Erzgebirge.* ..... 32
*Abbildung 8: Lage des Zwickau – Lugau – Oelsnitzer Steinkohlereviers* ..... 33
*Abbildung 9: Lage der Vertrauen-Schacht-Halde (Lugau/Erzgebirge)* ..... 35
*Abbildung 10: Substratzusammensetzung der Vertrauen-Schacht-Halde (Hertwig u. a. 2010, 109)* ..... 35
*Abbildung 11: Farben der Haldenmaterialien der Vertrauen-Schacht-Halde mit Deutung der abgelaufenen Haldenbrände entsprechend Legende rechts (Hertwig u. a. 2010, 109).* ..... 36
*Abbildung 12: N-S-Längsschnitt der Vertrauen-Schacht-Halde als Querschnitt mit Schüttungsniveaus und Bohrungen/GWM . Überhöhung 1:5 (Hertwig u. a. 2010, 109)* ..... 37
*Abbildung 13: W-E-Querschnitt der Vertrauen-Schacht-Halde mit Schüttungsniveaus und GWM. Überhöhung 1:5 (Hertwig u. a. 2010, 109)* ..... 38
*Abbildung 14: Verteilung der forstlichen Standortsformen (links) sowie der forstlichen Nutzbarkeitszonen (rechts) auf der Vertrauen-Schacht-Halde (Neef 2010, 151, 153)* ..... 41
*Abbildung 15: Lage der ausgewählten nördlichen Teilfläche (rot markiert) im Tagebau Nochten, südlich von Weißwasser.* ..... 44
*Abbildung 16: pH-Werte des Bodens in 60 cm Tiefe für die Untersuchungsfläche.* ..... 45
*Abbildung 17: Von der Lausitz Energie Bergbau AG vorgesehene Aufforstung der Fläche, die im weiteren als aktuelles Forstanbausystem modelliert wird. Die roten Linien sind Grenzen der für die Modellierung ausgeschiedenen Hydrotope (Kap. 5.2), während die verschiedenen Schraffuren sechs Teilflächen anzeigen, auf welche sich die Interpretation der Modellergebnisse bezieht (Kap. 6.2.2)* ..... 46
*Abbildung 18: Vorgeschlagenes alternatives Forstanbausystem für die exemplarische Fläche auf der Kippe Nochten* ..... 47
*Abbildung 19: Hydrotope und Beprobungspunkte auf der Vertrauen-Schacht-Halde. Der Haldenumring wurde in Anlehnung an das Geländemodell sowie unter Heranziehung der vorhandenen Geodaten gebildet.* ..... 50
*Abbildung 20: Gesättigte Wasserleitfähigkeit der beiden Haldenstandorte in 20 cm Bodentiefe* ..... 53
*Abbildung 21: Gesamter Skelettanteil für die Probepunkte auf der Vertrauen-Schacht-Halde* ..... 54
*Abbildung 22: Ermittelte Wurzeldichten für die Probepunkte der Vertrauen-Schacht-Halde. Unterhalb von 60 cm Bodentiefe (Erfassungsgrenze) wurde der Wert von 60 cm bis zur maximalen Durchwurzelung extrapoliert.* ..... 55
*Abbildung 23: Aufteilung der Fläche in Hydrotope, die für die Modellierung in sechs Teilflächen zusammengefasst wurden.* ..... 62

*Abbildung 24: Boxplots der mittleren Temperatur für die Referenzperiode (1971-2000) für die Vertrauen-Schacht-Halde. Dargestellt sind die Ergebnisse der verschiedenen Realisationen (RCP2.6 bzw. RCP8.5), der verwendeten Läufe (R) und Realisationen (r). ..... 65*
*Abbildung 25: Boxplots der mittleren Temperatur für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 65*
*Abbildung 26: Boxplots des Jahresniederschlags für die Referenzperiode (1971-2000) für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 66*
*Abbildung 27: Boxplots des Jahresniederschlags für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 67*
*Abbildung 28: Boxplots der mittleren Temperatur für die Referenzperiode (1971-2000) für die Kippe Nochten. ..... 67*
*Abbildung 29: Boxplots der mittleren Temperatur für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Kippe Nochten..... 68*
*Abbildung 30: Boxplots des Jahresniederschlags für die Referenzperiode (1971-2000) für die Kippe Nochten..... 69*
*Abbildung 31: Boxplots des Jahresniederschlags für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Kippe Nochten. ..... 69*
*Abbildung 32: Entwicklung der modellierten Niederschläge zwischen den Jahren 2001 und 2100 absolut (oben) und als Abweichung zur Referenzperiode 1970 bis 2000 (unten) in mm/a für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde. Die Zeitreihen sind als geglättete zehnjährige Mittel dargestellt. ..... 75*
*Abbildung 33: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 80*
*Abbildung 34: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 82*
*Abbildung 35: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde für die H1 bis H3. ..... 84*
*Abbildung 36: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde für die H4 und H5. ..... 85*
*Abbildung 37: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 86*
*Abbildung 38: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde, H1 bis H3. Die grauen Linien markieren 40% und 20% der nFK als für die Vegetation zunehmend kritische Schwellwerte. ..... 88*
*Abbildung 39: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde, H4 und H5. ..... 89*
*Abbildung 40: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 90*
*Abbildung 41: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde..... 92*
*Abbildung 42: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde..... 94*
*Abbildung 43: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde für die H1 bis H3. ..... 96*
*Abbildung 44: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde für die H4 und H5. ..... 97*
*Abbildung 45: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde. ..... 98*

*Abbildung 46: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde, H1 bis H3. ..... 100*
*Abbildung 47: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), Forst-anbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde, H4 und H5. ..... 101*
*Abbildung 48: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde..... 102*
*Abbildung 49: Entwicklung der modellierten Niederschläge zwischen den Jahren 2001 und 2100 absolut (oben) und als Abweichung zur Referenzperiode 1970 bis 2000 (unten) in mm für den Standort Nochten. Die Zeitreihen sind als geglättete zehnjährige Mittel dargestellt. ..... 106*
*Abbildung 50: Entwicklung der Tageshöchsttemperatur zwischen 1961 und 2100 für die fünf Modellläufe, Kippe Nochten. Die durchgezogenen Linien kennzeichnen die dreißigjährigen gleitenden Mittel. ..... 109*
*Abbildung 51: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz (Waldstaudenroggen) für den Standort Kippe Nochten. ..... 111*
*Abbildung 52: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz für den Standort Kippe Nochten. ..... 113*
*Abbildung 53: Entwicklung der Sickerwasserbildung als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz für den Standort Kippe Nochten. ..... 114*
*Abbildung 54: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 117*
*Abbildung 55: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 119*
*Abbildung 56: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten für die TF 1 bis TF3. ... 121*
*Abbildung 57: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten für die TF 4 bis TF6. ..... 122*
*Abbildung 58: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 124*
*Abbildung 59: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3. ..... 126*
*Abbildung 60: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3. ..... 127*
*Abbildung 61: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 129*
*Abbildung 62: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 132*
*Abbildung 63: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 134*
*Abbildung 64: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten für die TF 1 bis TF3. ..... 136*
*Abbildung 65: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten für die TF 4 bis TF6. ..... 137*
*Abbildung 66: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 139*

*Abbildung 67: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), alternatives Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3. ..... 141*
*Abbildung 68: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), alternatives Forstanbausystem Nochten, TF4 bis TF6. ..... 142*
*Abbildung 69: Entwicklung der Sickerwasserbildung als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten. ..... 144*

# TABELLENVERZEICHNIS

*Tabelle 1: Mittlere jährliche Bestandestranspirationsleistungen verschiedener Baumgattungen (mm $a^{-1}$)* _____ *4*
*Tabelle 2: Zusammenstellung der Medianwerte und Spannweiten der Blattflächenindizes mitteleuropäischer Bestände aus der von (Iio und Ito 2014) bereitgestellten Datenbank.* _____ *4*
*Tabelle 3: Angaben zu den Wurzelsystemen verschiedener Baumarten nach (Andreas Roloff u. a. 2008).* _____ *5*
*Tabelle 4: Baumarten auf Berge- und Abraumhalden.* _____ *16*
*Tabelle 5: Empfehlung von Baumarten für verschiedene Standortsbedingungen; verändert nach Moffat und McNeill (1994).* _____ *20*
*Tabelle 6: Bewertung von Standortansprüchen, Eigenschaften und klimatischer Zukunftstauglichkeit (KLAM) von 37, für die Rekultivierung von Kippen- und Haldenflächen, relevante Baumarten. Hierbei gilt für die KLAM: erste Ziffer = Trockenheitstoleranz, zweite Ziffer = Winterhärte, in der Abstufung 1 = sehr geeignet, 2 = geeignet, 3 = problematisch, 4 = sehr eingeschränkte Eignung. Für die weiteren Spalten gilt: 1 = sehr niedrig, 2 = niedrig, 3 = mittel, 4 = hoch, 5 = sehr hoch; verändert nach Roloff, A. und Gillner, S. 2009 (KLAM) und Härdtle, W. u. a. 2006. * Werte wurden anhand verschiedener Quellen eigens eruiert.* _____ *26*
*Tabelle 7: Feststoffgehalte (arithmetische Mittelwerte) in den Haldensubstraten bzw. dem Liegenden (Hertwig u. a. 2010, 111)* _____ *38*
*Tabelle 8: Eluatgehalte (Medianwerte M der Spurenelemente sowie arithmetische Mittel von pH-Wert, Leitfähigkeit und ausgewählten Makrokomponenten) in den Haldensubstraten bzw. dem Liegenden (Hertwig u. a. 2010, 112)* *39*
*Tabelle 9: Vor-Ort- und im Labor bestimmte (pH, LF) Parameter in den Grund- und Haldensickerwässern der Vertrauen-Schacht-Halde, arithmetische Mittelwerte (Hertwig u. a. 2010, 117).* _____ *40*
*Tabelle 10: Spurenelemente in den Grund- und Haldensickerwässern der Vertrauen-Schacht-Halde, arithmetische Mittelwerte (Hertwig u. a. 2010, 118).* _____ *40*
*Tabelle 11: Allgemeine Beschreibung der Hydrotope* _____ *49*
*Tabelle 12: Bodeneigenschaften und Durchwurzelung, Beprobungspunkte Vertrauen-Schacht-Halde* _____ *51*
*Tabelle 13: Parameter des Waldbestandes für das Hydrotop H1 bis H5 (Baumarten: ASP – Zitterpappel, BAH – Bergahorn, GBI – Gemeine Birke, GES – Gemeine Esche, HASEL – Haselnuss, HBU – Hainbuche, RBU – Rotbuche, REI – Roteiche, ROB – Robinie, SAH – Spitzahorn, SER – Schwarzerle, TEI – Traubeneiche , VKI – Vogelkirsche, WIE – Weide, WLI – Winterlinde).* _____ *57*
*Tabelle 14: Vegetationsparametrierung für das aktuelle und das alternative Forstanbausystem, Vertrauen-Schacht-Halde* _____ *59*
*Tabelle 15: Bodeneigenschaften und Durchwurzelung, Hydrotope Kippe Nochten* _____ *61*
*Tabelle 16: Standorteigenschaften, Kippenstandort Nochten* _____ *62*
*Tabelle 17: Vegetationsparametrierung für das aktuelle und das alternative Forstanbausystem, Kippenstandort Nochten* _____ *63*
*Tabelle 18: Meteorologische Variablen, die für die Modellierung genutzt wurden.* _____ *64*
*Tabelle 19: Verwendete Modellläufe und Realisierungen für die zwei Haldenstandorte.* _____ *64*
*Tabelle 20: Differenzierung der modellierten Niederschläge innerhalb der Jahre für jeweils 30-jährige Perioden für den Standort Vertrauen-Schacht-Halde. Für das Frühjahr wurden die Monate März bis Mai, für Sommer Juni bis August, Herbst September bis November und Winter Dezember bis Februar verwendet.* _____ *76*
*Tabelle 21: Auswertung der Dürreperioden für die Vertrauen-Schacht-Halde für die beiden Vergleichszeiträume 1971-2000 und 2071-2100. Dargestellt ist das Mittel der längsten Trockenperiode (in Tagen) sowie die Minima und Maxima für die einzelnen Modellläufe und Realisationen. Gezählt wurden Tage in Serie mit bis zu 2 mm Niederschlag. Bei der Anzahl der Tage mit bis zu 2 mm Niederschlag/Tag wurden nur die berücksichtigt, bei denen dies mehr als 7 Tage in Folge gegeben war.* _____ *77*
*Tabelle 22: Auswertung der Hitzeperioden mit täglichen Maximaltemperaturen über 35°C für den Standort der Vertrauenschacht-Halde. Betrachtet wurden die verschiedenen Modellläufe und Realisationen. Jeweils wurde die*

*Anzahl der aufeinander folgenden Hitzetage ermittelt, dargestellt sowohl als Mittel über die 30jährige Periode als auch die Minima und Maxima. Zusätzlich ist die absolute Anzahl der Tage über 35 °C mit angegeben. _____ 78*

*Tabelle 23: Modellergebnisse: Flächengewichtete Mittelwerte der Referenzperiode 1971-2000 sowie der Periode 2071-2100, Vertrauen-Schacht-Halde. _____ 103*

*Tabelle 24: Differenzierung der modellierten Niederschläge innerhalb der Jahre für jeweils 30jährige Perioden für den Standort Nochten. Für das Frühjahr wurden die Monate März bis Mai, für Sommer Juni bis August, Herbst September bis November und Winter Dezember bis Februar verwendet. _____ 107*

*Tabelle 25: Auswertung der Dürreperioden für den Standort Nochten für die beiden Vergleichszeiträume 1971-2000 und 2071-2100. Dargestellt ist das Mittel der längsten Trockenperiode (in Tagen) sowie die Minima und Maxima für die einzelnen Modellläufe und Realisationen. Gezählt wurden Tage in Serie mit bis zu 2 mm Niederschlag. Bei der Anzahl der Tage mit bis zu 2 mm Niederschlag/Tag wurden nur die berücksichtigt, bei denen dies mehr als 7 Tage in Folge gegeben war. _____ 108*

*Tabelle 26: Auswertung der Hitzeperioden mit täglichen Maximaltemperaturen über 35°C für den Standort Nochten. Betrachtet wurden die verschiedenen Modellläufe und Realisationen. Jeweils wurde die Azahl der aufeinander folgenden Hitzetage ermittelt, dargestellt sowohl als Mittel über die 30jährige Periode als auch die Minima und Maxima. Zusätzlich ist die absolute Anzahl der Tage über 35 °C mit angegeben. _____ 109*

*Tabelle 27: Modellergebnisse: Flächengewichtete Mittelwerte der Referenzperiode 1971-2000 sowie der Periode 2071-2100, Kippe Nochten. _____ 145*

*Tabelle 28: Hypothetische Berechnung der mit dem Sickerwasser der Vertrauen-Schacht-Halde zu erwartenden Stofffrachten, berechnet für drei unterschiedliche Klimaregime als jährliche Mittelwerte auf der Grundlage der modellierten Sickerwasserraten. Weiteres siehe Text. _____ 148*

*Tabelle 29: Hypothetische Berechnung der mit dem Sickerwasser des Standortes Nochten zu erwartenden Stofffrachten, berechnet für die drei Forstanbausysteme und die drei unterschiedlichen Klimaszenarien mit den daraus resultierenden Sickerwasserraten (UG = Untersuchungsgebiet). _____ 149*

# ANLAGENVERZEICHNIS

*Anlage 1: Grundwasserkörper mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnung der Bergbauregion (Weber und Bilek 2018).....XIV*
*Anlage 2: Geokoordinaten der Beprobungspunkte für die Bodenprofilansprachen und Wasserleitfähig-keitsmessungen.....XIV*
*Anlage 3: Bodensteckbriefe für die 23 Miniprofilstandorte auf der Vertrauen-Schacht-Halde.....XV*
*Anlage 4: Teilrechnungen im Wasserhaushaltsmodell LWFBrook90.....XVI*
*Anlage 5: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.....XXII*
*Anlage 6: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.....XXVIII*
*Anlage 7: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.....XXXIII*
*Anlage 8: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.....XXXVIII*
*Anlage 9: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.....XLIII*
*Anlage 10: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.....XLVIII*
*Anlage 11: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.....LIII*
*Anlage 12: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.....LVIII*
*Anlage 13: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXIII*
*Anlage 14: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXVIII*
*Anlage 15: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXXIII*
*Anlage 16: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXXVIII*
*Anlage 17: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXXXIII*
*Anlage 18: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....LXXXVIII*
*Anlage 19: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....XCIII*
*Anlage 20: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.....XCVIII*

# ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

| Abkürzung | Definition / Erläuterung |
|---|---|
| **AMD** | Acid mine drainage – saure Grubenwässer |
| **ASP** | Aspe |
| **BAH** | Bergahorn |
| **BFI** | Blattflächenindex |
| **BHD** | Brusthöhendurchmesser |
| **BWS** | Sonstige Baumweiden |
| **EES** | Eberesche |
| **EI** | Eiche |
| **FLB** | Flaumbaum |
| **GBI** | Gemeine Birke |
| **GES** | Gemeine Esche |
| **GKI** | Gemeine Kiefer |
| **GrwV** | Grundwasserverordnung |
| **GWK** | Grundwasserkörper |
| **GWM** | Grundwassermessstelle |
| **H** | Höhe |
| **HAS** | Hasel |
| **HBU** | Hainbuche |
| **HOL** | Holunder |
| **Kf** | gesättigte Wasserleitfähigkeit |
| **KUP** | Kurzumtriebsplantage |
| **N** | Stammzahl |
| **nFK** | Nutzbare Feldkapzität |
| **nWSK** | Nutzbare Wasserspeicherkapazität |
| **OWK** | Oberflächenwasserkörper |
| **PSM** | Pflanzenschutzmittel |
| **RBU** | Rotbuche |
| **REI** | Roteiche |
| **ROB** | Robinie |
| **SAH** | Spitzahorn |
| **SEI** | Stiel-Eiche |
| **SFI** | Stammflächenindex |
| **SKB** | Spätblühende Traubenkirsche |
| **SWH** | Sickerwassermessstelle auf der Halde |
| **TEI** | Trauben-Eiche |
| **Tst.** | Tiefenstufe |
| **VKI** | Vogel-Kirsche |
| **Vfm/ha** | Vorratsfestmeter je Hektar [m³/ha] |
| **WDO** | Weißdorn |
| **WLI** | Winterlinde |

# ZUSAMMENFASSUNG

Bergbauliche Hinterlassenschaften wie Halden und Kippen führen oftmals zu nachteiligen Folgen für die Qualität des Grund- und Oberflächenwassers. So werden aus zahlreichen Halden des Steinkohlen- und Erzbergbaus auch noch nach vielen Jahrzehnten Schwermetalle sowie Eisen und Sulfat aus den Braunkohlenkippen ausgewaschen. Die Verminderung der Wasserqualität ist teilweise derart erheblich, dass die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht werden können. Da die Behandlung solcher Wässer aufwendig oder im Falle des Grundwasserstroms kaum praktikabel ist, wird die Verringerung der Sickerwässer angestrebt. Der Einsatz von Forstanbausystemen ist ein naheliegender Ansatz, da Bäume erheblich mehr Wasser als krautige Vegetation verdunsten können und damit der Sickerwasseranteil noch vor der Passage der Halden und Kippen reduziert werden kann.

Ziel der Studie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie war es deshalb, die Möglichkeiten solcher Forstanbausysteme für die bergbauliche Nachsorge auszuloten.

Die Effekte der Wälder beruhen auf mehreren Faktoren. So ist die Verdunstungsleistung durch den hohen Blattflächenindex gegenüber anderen Vegetationsformen deutlich erhöht. Dies trifft auch auf die Interzeption zu, die bei immergrünen Nadelbäumen noch mehr ins Gewicht fällt als bei Laubbäumen. Zudem sind Bäume in der Lage, mit ihrem Wurzelsystem Wasser auch noch aus tieferen Schichten zu entnehmen. Der aktuelle Einsatz von Forstanbausystemen bei der bergbaulichen Rekultivierung wurde mit einer Literaturauswertung beleuchtet. Die Ziele der forstlichen Rekultivierung auf Bergbaustandorten haben sich im Laufe der Jahrzehnte verändert. Ausgehend von einer Selbstbegrünung bzw. einer Aufforstung für überwiegend wirtschaftliche Produktionsziele über die landschaftsgestaltende Einbindung der Bergbaustandorte werden zunehmend weitere Anforderungen, etwa an den Artenschutz und die klimatischen Veränderungen, berücksichtigt. Dazu gehört auch die Minderung der Sickerwassermengen auf bergbaulichen Hinterlassenschaften. Für die Einbringung von Gehölzen spielen die Standortbedingungen eine wichtige Rolle, die etwa bei der Rekultivierung im Braunkohlenbergbau so hergestellt werden, dass das dauerhafte Wachstum der Bäume ermöglicht wird. Im Gegensatz dazu sind im Altbergbau oftmals anfangs keine gezielten Aufforstungen erfolgt. Hier hat sich das ausgebrachte Bergematerial sowie weitere Reststoffe wie z. B. Aschen im Laufe der Jahrzehnte selbst begrünt. Mit der Waldentwicklung verändern sich schließlich auch die Standorteigenschaften, etwa durch den Aufbau einer Streu- und Humusschicht. Heute erfolgen mit den Festsetzungen, wie sie im Rahmen der Abschlussbetriebspläne nach BBergG erlassen werden, auch Aussagen zur ggf. erforderlichen Aufforstung, einschließlich der Vorbereitung der Standorte.

Forstanbausysteme werden auch international zur Rekultivierung des Bergbaus eingesetzt, wie z. B. in den USA, in Großbritannien, in Australien, in Polen oder in Tschechien. Die Verfahren weichen je nach den klimatischen und standörtlichen Bedingungen ab. Dazu gehört auch die Abdeckung nicht kulturfähiger Substrate oder die gezielte Mischung von Pionierbaumarten und Baumarten für die Holzproduktion in den USA. Auch in Polen werden gezielte Baumartenmischungen verwendet, auch um die Bodenbiologie positiv zu beeinflussen. In anderen Ländern, etwa in Afrika oder Südamerika, sind z. T. erheblich mit Schwermetallen oder anders belastete Standorte zu begrünen. Hier stehen die Schwierigkeiten, überhaupt eine Begrünung und Standortentwicklung zu ermöglichen, im Vordergrund.

Auch in Sachsen hat die forstliche Rekultivierung im Laufe der Jahrzehnte deutliche Veränderungen durchgemacht. So wurden die ältesten Kippenforste vor über 90 Jahren als ausgesprochene Mischbestände angelegt, während später vor allem auf den Braunkohlenkippen die erwartete Holzproduktion im Vordergrund stand. Dazu wurden z. B. im Mitteldeutschen Revier vielfach Pappelhybride, in der Lausitz Kiefern eingesetzt. Erst später setzte sich das Ziel einer multifunktionalen Bergbaufolgelandschaft durch. Besondere Anforderungen an die forstliche Rekultivierung ergaben sich bei der Begrünung der Bergehalden des Uranbergbaus, die vor einer Begrünung abgedeckt werden mussten. Diese Abdeckschichten übernehmen die Verringerung des Sickerwasseranteils, sodass die Baumarten danach ausgesucht werden, die Dichtschicht nicht zu beschädigen. Die Halden des sächsischen Steinkohlenbergbaus wurden erst seit den 1950er Jahren in größerem Umfang begrünt. Hierbei wurden vor allem Baumarten eingesetzt, die dem Einfluss von Trockenheit und Rauch standhalten konnten.

Ein Blick auf den Umfang aktueller und besonders auch ehemaliger bergbaulicher Aktivitäten in Sachsen zeigt die mögliche Bedeutung von Forstanbausystemen, mit den beiden Braunkohlenrevieren im mitteldeutschen Raum und in der Lausitz, dem Erz-, Spat- und Steinkohlenbergbau im Erzgebirge. Bedingt durch sulfidische Minerale entstehen beim Kontakt mit Sauerstoff in den Halden und Kippen saure Sicker- und Grundwässer, die teilweise in die Oberflächengewässer austreten. Teils mit Schwermetallen vergesellschaftet führt die Oxidation der sulfidischen Minerale mit dem anschließenden Transport im Wasser zu einer erheblichen Belastung der Gewässer. Die Darstellung der bergbaulich beeinflussten Gewässerkörper zeigt, dass diese überwiegend ursächlich für den schlechten chemischen Zustand der Gewässer sind.

Um die Effekte von Forstanbausystemen exemplarisch untersuchen zu können, wurden zwei Standorte näher betrachtet: die Vertrauen-Schacht-Halde sowie ein Ausschnitt der Braunkohlenkippe Nochten. Für jeden der beiden Standorte wurde zunächst ein Steckbrief erarbeitet, in dem die wichtigsten standörtlichen Bedingungen zusammengetragen wurden. Neben einem aktuellen Forstanbausystem wurde zudem ein alternatives Forstanbausystem erarbeitet. Darauf aufbauend wurde der Wasserhaushalt modelliert, um so Rückschlüsse auf die Effektivität der Forste auf die Sickerwasserverringerung ziehen zu können.

Die Vertrauen-Schacht-Halde liegt im Lugau-Oelsnitzer Steinkohlenrevier und wurde bereits 1936 stillgelegt. Sie enthält teilweise hohe Kohle- und Sulfidgehalte. Durch die Schwelbrände auf der Halde wurden die Sulfide oxidiert. Die Sickerwässer sind stark mineralisiert und weisen hohe Sulfatgehalte und problematische Cd, Ni und Zn-Konzentrationen auf. Auf der Halde steht ein Sukzessionswald, der von Birke dominiert wird, aber insgesamt eine sehr vielfältige Vegetation einschließlich 22 Baum- und Strauchgehölze aufweist. Forstlich wird die Halde als mäßig nährstoffhaltig, trocken bis frisch charakterisiert und ist überwiegend forstlich nutzbar. Als alternatives Forstanbausystem wurde durchgängig ein Traubeneichenmischwald mit Hainbuche als Mischungspartner vorgeschlagen, wobei sich weitere Laubbaumarten wie z.B. Winterlinde oder Ahornarten bei hinreichender forstlicher Pflegekenntnis ertragsreich erziehen lassen.

Der zweite Standort ist eine frisch geschüttete Teilfläche der Kippe im Tagebau Nochten, die für die Rekultivierung hergerichtet und melioriert wurde. Der Boden variiert zwischen Reinsand und lehmigem Ton und die Nährstoffversorgung wird als mittelmäßig eingeschätzt. Die Aufforstung ist für 2020 vorgesehen. Zum Einsatz sollen Roteiche, Kiefer und Birke jeweils in Reinbeständen kommen. Als alternatives Forstanbausystem dazu werden gebietsheimische Mischbestände vorgeschlagen, sowohl dominiert von Kiefer (70 %, mit 20 % Birke und 10 %

Traubeneiche) und auf den bindigeren Teilflächen Traubeneiche (70 %, dazu jeweils 15 % Birke und Kiefer).

Für die Modellierung wurden beide Standorte in Hydrotope unterteilt, d. h. in Teilflächen, die hinsichtlich Boden, Hangneigung, Exposition und Bewuchs weitgehend homogen sind.

Für die Vertrauen-Schacht-Halde lagen keine hinreichenden Bodendaten vor. Deshalb wurden Probepunkte für eine feldbodenkundliche Ansprache ausgewählt und mittels 60 cm tiefen Tastgruben analysiert. Zusätzlich erfolgte die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit in situ. Die Standorte sind sehr heterogen, teilweise weisen sie einen sehr hohen Skelettanteil auf, aber es wurden auch verspülte Aschen angetroffen. Zusätzlich wurde zur Charakterisierung des aktuellen Waldbestandes eine forstliche Bestandsaufnahme an Probepunkten durchgeführt (z. B. Baumhöhen, Brusthöhendurchmesser, Stammzahl).

Für die Kippenfläche in Nochten lag die Kartierung der Kippsubstrate vor. Anhand dieser konnten die verschiedenen Hydrotope ausgewiesen werden. Die Daten wurden durch in-situ-Messungen der gesättigten Wasserleitfähigkeit ergänzt.

Aufgrund des Klimawandels sollte nicht nur mit den Klimadaten der Vergangenheit gerechnet werden, sondern auch die weitere Entwicklung mit betrachtet werden. Dies ist erforderlich, da die Veränderungen des Klimas erheblichen Einfluss auf die Bäume und das Sickerwasser haben. Deshalb wurden die Berechnungen für die Zeitreihe 1960 bis 2100 durchgeführt, wobei die beiden Klimaszenarien RCP2.6 und RCP8.5 mit der Regionalisierung WEREX VI für Sachsen und verschiedenen Modellläufen zum Einsatz kamen.

Die Wasserhaushaltsberechnungen wurden mit dem eindimensionalen hydrologischen Modell LWFbrook90 auf Tagesbasis durchgeführt. Für die Vertrauen-Schacht-Halde wurde aufgrund der Heterogenität jeder Probepunkt einzeln simuliert, bevor die Daten für die Hydrotope zusammengeführt wurden. Neben den standörtlichen Daten wurden die Forstanbausysteme mit ihrer Parametrisierung wie Blatt- und Stammflächenindex und Baumhöhe berücksichtigt.

Bei der Auswertung der Modellergebnisse ist die Niederschlagsentwicklung von besonderer Bedeutung, der im Szenario RCP2.6 am Standort Nochten mit Werten um 665 mm/a relativ konstant bleibt, jedoch im Szenario RCP8.5 bereits deutlich darunterliegt und über die Zeitreihe hinweg weiter abnimmt. Die Ergebnisse werden hinsichtlich der Parameter Evapotranspiration, Transpiration, Bodenwassergehalt, Transpirationskoeffizient, Interzeption und Sickerwasserbildung ausführlich dargestellt. So lassen sich am Standort Nochten die Sickerwasserraten für die verschiedenen Standorte und Forstbestände differenzieren. Erwartungsgemäß ist die Sickerwasserrate unter Kiefer am geringsten, gefolgt von Roteiche und unter Birke am höchsten. Die Auswertung zeigt jedoch auch, dass v. a. im Szenario RCP8.5 der Trockenstress für die Baumarten erheblich zunimmt, wie dies die Transpirationskoeffizienten zeigen. Weiterhin nehmen die Tageshöchsttemperaturen mit über 35 °C in diesem Szenario erheblich zu. Die Kiefer ist zwar gegenüber Trockenheit relativ tolerant, aber nicht gegenüber Hitze. Es kann deshalb nicht ausgeschlossen werden, dass die Kiefer unter diesen Bedingungen dauerhaft geschädigt wird (ggf. in Verbindung mit Kalamitäten) und so ausfällt. Da die Kiefer auch im alternativen Forstanbausystem eine Rolle spielt, stehen auch diese Ergebnisse unter dem Vorbehalt, dass die Kiefer überhaupt überdauert.

Auch für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde ist von einem deutlichen Rückgang der Niederschläge auszugehen, wenngleich die absoluten Werte noch deutlich über denen des Standortes Nochten liegen. Auch treten dort nur wenige sehr heiße Tage mit Höchsttemperaturen über 35 °C auf. Das gilt auch für das Szenario RCP8.5. Auch für die Vertrauen-Schacht-

Halde wurden die Ergebnisse im Detail für die Hydrotope dargestellt. Die Sickerwasserraten des alternativ zu dem Birkenmischwald angenommenen Traubeneichenmischbestandes sind mit Ausnahme eines Hydrotops, wo ein höherer Blattflächenindex festgestellt wurde, etwas höher. Auch hier zeigt sich ein deutlicher Rückgang der Sickerwassermengen mit fortschreitendem Klimawandel, vor allem im Szenario RCP8.5. Zugleich weisen die Transpirationskoeffizienten jedoch darauf hin, dass zukünftig bei beiden Klimaszenarien der Trockenstress für den Haldenwald zunimmt. Besonders deutlich ist dies im Szenario RCP8.5.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen leiten wir Empfehlungen für die beiden Standorte ab. Grundsätzliche Priorität sollte der Erhalt der Waldfunktion insgesamt bekommen. Dazu sollten die zum Einsatz kommenden Forstanbausysteme grundsätzlich Mischbestände sein, die einen Ausfall einzelner Arten kompensieren können und so zu einer Risikostreuung beitragen. Auch sollten spontan auftretende Arten nicht herausgepflegt werden, da sie offenbar mit den schwierigen Standortbedingungen zurechtkommen. Um Phasen eines hohen Sickerwasseranfalls auszuschließen, sind Kahlschläge unbedingt zu vermeiden und bei einer Bewirtschaftung nur einzelne Individuen zu entnehmen.

Spezifisch für die Teilflächen in Nochten schlagen wir für die bindigeren, reicheren Standorte einen Eichenmischwald mit Birke und Kiefer vor, für die speichertrockenen Standorte Birkenbestände mit Kiefer und Eichen als Nebenbaumarten.

Auf der Vertrauen-Schacht-Halde stellt sich die Situation mit dem älteren Birkenmischwald etwas anders dar. Hier wird ein schonender Waldumbau empfohlen, bei dem am Ende ein Traubeneichenmischwald mit Hainbuche, Birke und einer immergrünen Nadelbaumart wie der Kiefer steht.

Die Bearbeitung hat Hinweise auf erhebliche Wissenslücken gegeben, die zur Bewertung der Modellergebnisse, zur Verbesserung der Modellierung und gezielteren Auswahl von Zielbaumarten geschlossen werden sollten. Dazu gehören z. B. pflanzenphysiologische Parameter wie der noch tolerierbare Wasserstress oder die Verteilung der Sproß-Wurzelverhältnisse.

Generell kann aus den Ergebnissen gefolgert werden, dass die hohe Evapotranspiration von Wäldern ein probates Mittel ist, um den Sickerwasseranfall auf Bergbauhinterlassenschaften zu verringern. Gerade auf Standorten, aus deren Untergrund für das Wasser schädliche Stoffe ausgewaschen werden, sollte deshalb ein funktionsfähiger Wald angestrebt werden. Die beiden exemplarisch betrachteten Standorte haben dabei gezeigt, dass die Auswahl der Baumarten für die Forstanbausysteme, besonders unter dem Aspekt des voranschreitenden Klimawandels, nur standortspezifisch erfolgen kann.

# 1 VERANLASSUNG UND ZIEL

Bergbauliche Tätigkeiten greifen in den meisten Fällen in vielfältiger Weise in die bestehende Umwelt ein, auch in den Wasserhaushalt. Die Entwässerung der Gruben und Tagebaue, Sickerwässer aus Halden, Abfluss aus Lösestollen sowie der Grundwasserwiederanstieg nach Beendigung des Abbaubetriebes führen u. a. zur Mobilisierung unerwünschter Stoffe, wie z. B. Eisen, Sulfat und einer Reihe von (Schwer-)metallen. Der Transport der Stoffe mit dem Wasser in die Grund- und Oberflächengewässer führt dort zu Minderungen der Wasserqualität, teilweise derart erheblich, dass die Ziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) nicht erreicht werden.

Deshalb werden Maßnahmen und Lösungen gesucht, um die Belastung der Gewässer zu reduzieren, etwa durch die aktive oder passive Behandlung von Grubenwässern. Ein weiterer Ansatz besteht darin, über Wälder bzw. Forstanbausysteme auf den Bergbauhinterlassenschaften (z. B. Kippen, Halden, verbliebene Randböschungen, nicht geflutete Tagebauabschnitte) auf den Wasserhaushalt dieser Standorte so einzuwirken, dass durch die Verdunstung des Niederschlagswassers das Sickerwasser minimiert und so die Verlagerung von Stoffen reduziert wird. Im Idealfall kann die gebildete Holzbiomasse später verwertet werden.

Im Rahmen dieser Studie, die das Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie durchgeführt hat, werden die Möglichkeiten, mithilfe von Forstanbausystemen reduzierend auf die Stofffrachten aus Bergbauhinterlassenschaften in Sachsen einzuwirken, ausgelotet. Dazu werden exemplarisch zwei typische Bergbauhinterlassenschaften herausgegriffen, die Vertrauen-Schacht-Halde bei Lugau/ Oelsnitz (Steinkohlenbergbau) und ein Ausschnitt aus der Kippe des laufenden Tagebaus Nochten (Braunkohlenbergbau). Für beide Standorte vergleichen wir jeweils zwei verschiedene Forstanbausysteme in ihrer Wirkung auf die Sickerwassermengen. Hierzu modellieren wir den Wasserhaushalt nicht nur für den aktuellen Zustand, sondern betrachten auch die zukünftige, durch den Klimawandel stark beeinflusste Entwicklung bis zum Jahr 2100 mit zwei Szenarien und mehreren Modellläufen. Hieraus leiten wir schließlich konkrete Handlungsempfehlungen ab.

# 2 DIE BEDEUTUNG VON WÄLDERN FÜR DEN WASSERHAUSHALT UND DEN RÜCKHALT VON SCHADSTOFFEN

## 2.1 WASSERHAUSHALTSGRÖßEN UND IHRE EINFLUSSFAKTOREN IN WÄLDERN

Der Wasserhaushalt von Wäldern unterscheidet sich von Freiflächen vor allem hinsichtlich seiner Verdunstungsleistung. So spielt neben der Evaporation (Verdunstung von Bodenwasser) die von der Vegetation abhängige Transpiration (Abgabe von Wasserdampf über die Spaltöffnungen) eine deutlich größere Rolle. Von der Pflanzendecke abgefangener Niederschlag wird noch vor dem Auftreffen auf dem Boden verdunstet (Interzeption). Fällt genug Regen, können Bäume das Wasser direkt über Äste und Stamm in den Boden leiten (Stammabfluss) und dabei den eigenen Wurzelraum versorgen. Die Summe aller Verdunstungsformen wird mit dem Begriff der Evapotranspiration zusammengefasst. Wasser, was nicht durch Interzeption zurückgehalten wird und die Bodenoberfläche eines Waldes erreicht, wird inklusive des Stammabflusses als Nettoniederschlag bezeichnet.

Unterschieden wird außerdem zwischen aktueller und potentieller Verdunstung. Während erstere die tatsächlich an einem Standort vorzufindende Verdunstung angibt, wird Letztere als Maximalwert definiert, der sich bei unbegrenztem Wasservorrat, der zur Verfügung stehenden Energie und dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre einstellen würde (Frühauf 1998).

Die Verdunstung von Wäldern ist ein Vielfaches größer als die anderer terrestrischer Landnutzungsformen (Kirchner 1986; Lischeid und Natkhin 2011; Zimmermann u. a. 2008) und nimmt mit dem Anteil an Nadelgehölzen zu. In Abhängigkeit von Bestandsstruktur, Boden- und Geländeeigenschaften kann die Wasserspeicherfähigkeit von Waldböden erhöht und die Tiefensickerung reduziert sein (Lüscher und Zürcher 2003; Weinmeister 2003). Dabei haben neben dem Edaphon die Wurzeln den stärksten Einfluss auf das Abfluss- und Speicherverhalten (Lange, Lüscher, und Germann 2012; Lüscher und Zürcher 2003). Ausdehnung und Intensität des Wurzelsystems lassen sich mit strukturreichen Beständen erhöhen.

So bedeutsam die Verdunstung der Wälder ist, so sehr ist sie jedoch auch von den Standorteigenschaften (z. B. Relief, Hangneigung, Höhenlage, Klimazone, Niederschlagshöhe, Bodenwasserspeicher, Bodenart) und den Unterschieden in den Beständen (z. B. Alter der Bäume und Altersstruktur, Durchforstungsstärke) selbst abhängig.

Tabelle 1 zeigt die Transpirationsleistung verschiedener Baumgattungen, wie sie der Literatur entnommen werden kann. Die Unterschiede sind deutlich zu erkennen. Der Blattflächenindex, ein wesentlicher Parameter für die Abschätzung und Modellierung der Verdunstung, spiegelt die großen Unterschiede auch innerhalb einer Baumart (Tabelle 2). Schließlich sind auch die Wurzelsysteme der Bäume oftmals nicht nach den Möglichkeiten der Baumart ausgebildet, sondern durch die Restriktionen der Standorte wie z. B. Staunässe oder den Skelettanteil des Bodens geprägt. Hinzu kommt, dass das Wissen um die Wurzelsysteme der Bäume in der Regel auf nur geringe Stichprobenzahlen beschränkt ist (Tabelle 3).

**Tabelle 1: Mittlere jährliche Bestandestranspirationsleistungen verschiedener Baumgattungen (mm $a^{-1}$)**

| Fichte *Picea* | Kiefer *Pinus* | Douglasie *Pseudotsuga* | Lärche *Larix* | Buche *Fagus* | Eiche *Quercus* | Birke *Betula* | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 274 | | | (Coners 2001) |
| 249 | | | | | | | (Lauterbach 2000) |
| 210 | | | | | | | (Köstner 1999) |
| 287 | 342 | 481 | 459 | 363 | 285 | 360 | (Peck und Mayer 1996) |
| 420 | 270 | 530 | 520 | 345 | | 455 | (Lyr, Fiedler, und Tranquillini, o. J.) |
| 281* | | | | 299* | | | (Brechtel und Balázs 1988) |
| | | 490 (21 J. Bestand) | | | | 425 (21 J. Bestand) | (Künstle und Mitscherlich 1977) |
| | 184* | | | | 293* | | (Molchanov 1963) |
| 223 | 345 | | 437 | | | | Sonn (1960) zit. in (Schmaltz 1969) |
| | 282 | 480-580 (40-50 J. Bestand) | 564 | 456 | | 564 | (Polster 1950) |
| 235 | 290 | | 379 | 269 | | 388 | (Pisek und Cartellieri 1939) |

**Tabelle 2: Zusammenstellung der Medianwerte und Spannweiten der Blattflächenindizes mitteleuropäischer Bestände aus der von (Iio und Ito 2014) bereitgestellten Datenbank.**

| Art | | Median | Min. | Max. | Anzahl |
|---|---|---|---|---|---|
| *Abies alba* | Weißtanne | 8,2 | 3,9 | 8,5 | 3 |
| *Alnus glutinosa* | Schwarzerle | 4,8 | 4,8 | 4,8 | 1 |
| *Betula pendula* | Sandbirke | 5,3 | 5,3 | 5,3 | 1 |
| *Betula pubescens* | Moorbirke | 3,8 | 2,5 | 3,9 | 3 |
| *Carpinus betulus* | Hainbuche | 8,7 | 8,7 | 8,7 | 1 |
| *Fagus sylvatica* | Rotbuche | 6,7 | 2,5 | 10,2 | 112 |
| *Fraxinus excelsior* | Gemeine Esche | 5,4 | 4,5 | 5,4 | 3 |
| *Picea abies* | Fichte | 7,8 | 3,1 | 13,8 | 37 |
| *Picea abies, Fagus sylvatica* | Fichten-Rotbuchen-Mischwald | 6,5 | 5,7 | 7,1 | 3 |
| *Pinus sylvestris* | Gemeine Kiefer | 4,0 | 2,0 | 6,4 | 17 |
| *Pseudotsuga menziesii* | Gewöhnliche Douglasie | 6,4 | 5,6 | 8,5 | 4 |
| *Quercus petraea* | Traubeneiche | 5,6 | 1,7 | 6,5 | 12 |
| *Quercus petraea, Fagus sylvatica* | Traubeneichen-Rotbuchen-Mischwald | 4,8 | 4,5 | 6,1 | 3 |
| *Quercus petraea, Quercus robur* | Traubeneichen-Stieleichen-Mischwald | 6,7 | 3,8 | 7,1 | 10 |
| *Quercus robur* | Stieleiche | 4,7 | 2,6 | 6,3 | 5 |

**Tabelle 3: Angaben zu den Wurzelsystemen verschiedener Baumarten nach Roloff u. a. (2008).**

| Baumart | | Wurzelsystem |
|---|---|---|
| *Abies alba* | Weiß-tanne | Tiefreichendes, eher schwach verzweigtes Wurzelwerk. Das anfängliche Pfahlwurzelsystem entwickelt sich zu einem Herzwurzelsystem weiter bis in 160 cm Tiefe. |
| *Acer campestre* | Feldahorn | Ähnlich Berg- und Spitzahorn. Stark quervernetztes Wurzelwerk im Oberboden. |
| *Betula pendula* | Sandbirke | Herzwurzelsystem, stark auf wechselnde Bodenverhältnisse reagierend. Auf verdichteten Böden eher flach streichende Horizontalwurzeln. Feinwurzeln konzentriert in den oberen, humosen Bodenhorizonten. Tiefendurchwurzlung uneinheitlich, nach 10-12 Jahren 110 cm (extrem 260 cm), maximale Tiefe 400 cm. Auf verdichteten oder wasserbeeinflussten Standorten deutlich flacher. |
| *Carpinus betulus* | Hainbuche | In tiefgründigen Böden kann sich ein tiefreichendes Herzwurzelsystem entwickeln, in feuchten Substraten sind die Wurzeln hingegen vor allem bis 35 cm Tiefe zu finden. |
| *Fagus sylvatica* | Rotbuche | Anfängliche Pfahlwurzel, die sich zum Herzwurzelsystem umbildet. Hoher Feinwurzelanteil. Wurzelstruktur stark abhängig von den Bodeneigenschaften. Starke Reaktion auf verdichtete Schichten, Sauerstoffmangel und hohen Skelettanteil des Bodens. Wurzeltiefe 120-140 cm bei 20 Jahren, 160-180 cm bei 80 Jahren; in Sand maximal 3 m und in Felsklüften bis 5 m. |
| *Larix decidua* | Europäische Lärche | Herzwurzelsystem. Auch auf flachgründigen Böden können die Wurzeln bis in 450 cm Tiefe eindringen. Tiefenwachstum abhängig von guter Durchlüftung und Bodenwärme. Auf mäßigem Pseudogley wurden Wurzeltiefen von 100 bis 130 cm festgestellt. Wird die Entwicklung nicht gehemmt, so erreichen 90jährige Lärchen Wurzeltiefen von 180 bis 250 cm. |
| *Malus sylvestris* | Holzapfel | Flachstreichendes, reichverzweigtes und ausgedehntes Wurzelwerk. |
| *Picea abies* | Fichte | Tellerförmiges, weitreichendes Horizontalwurzelsystem mit Senkerwurzeln. Auf tiefgründigen Böden können die Wurzeln bis über 300 cm Tiefe reichen. |
| *Pinus sylvestris* | Gemeine Kiefer | Pfahlwurzel anfangs bis 150 cm Tiefe, später entwickelt sich ein Wurzelstock bis 250 cm Tiefe. Lateralwurzeln in den obersten 30 cm des Bodens gehäuft; bei älteren Kiefern etwa 80% der Wurzelmasse. Wurzelausbildung stark abhängig von den Standorteigenschaften. |
| *Prunus aviuim* | Vogelkirsche | Kräftiges Herzwurzelsystem mit Pfahlwurzel und flach streichenden Seitenwurzeln |
| *Pseudotsuga menziesii* | Douglasie | Stark abhängig vom Boden. In gut durchlüfteten Böden Herzwurzelsystem bis zu 150 cm Tiefe, sonst flaches, tellerförmiges Wurzelsystem. |
| *Pyrus pyraster* | Wildbirne | Gilt als Tiefwurzler mit Pfahlwurzel oder Herzwurzelsystem; in tiefgründigen Böden bis über 3 m Tiefe. Hauptwurzelmasse zwischen 20 und 60 cm Tiefe an einem jüngeren Baum. Ausläufer bildend. |
| *Quercus petraea* | Traubeneiche | Anfängliche Pfahlwurzel, die sich zu einem Herzwurzelsystem oder Herz-Senkerwurzelsystem entwickelt; meist nur bis 1 m Tiefe wurzelnd. |
| *Quercus robur* | Stieleiche | Anfängliche Pfahlwurzel, die sich zu einem Herzwurzelsystem oder Herz-Senkerwurzelsystem entwickelt. |

| | | |
|---|---|---|
| *Sorbus aucuparia* | Eberesche | Wurzelmorphologie je nach Standortbedingungen sehr variabel. |
| *Sorbus torminalis* | Elsbeere | Wurzelsystem stark durch Standort geprägt, oft nur schwache Durchwurzelung; alte Stämme mit Wurzeltiefen von 1.2 m. |
| *Tilia cordata* | Winterlinde | Anfänglich Pfahlwurzel, die später durch schräg abwärts gerichtete Hauptwurzeln ergänzt werden. Intensives, unregelmäßiges Herzwurzelsystem. |
| *Tilia platyphyllos* | Sommerlinde | Unregelmäßiges Herzwurzelsystem. Kann tief in schwere Böden eindringen. Bodenfestigend, besonders auf Feinschuttböden. |

Nadelwälder unterscheiden sich in ihrer Verdunstungsleistung von Laubwäldern. So ist die Interzeption durch die ganzjährige Benadelung höher, die Transpiration jedoch geringer. Das führt über den Winter zu einer weiteren Austrocknung, weshalb Böden unter Nadelwäldern im Frühjahr mehr Wasser aufnehmen können als unter Laubwäldern. Diese für den Sickerwasserrückhalt vorteilhaften Effekte werden aber von spontanen Schadereignissen in Nadel-Reinbeständen abgeschwächt oder aufgehoben, denn sie sind einem erhöhten Sturmwurf- bzw.-bruchrisiko ausgesetzt. Auch massiver Insektenbefall und Schneebruch führt zum teils flächigen Verlust von Bäumen und damit zu abrupter Reduzierung von Transpiration und Interzeption bei gleichzeitiger Erhöhung von Evaporation und Versickerung. Stabilität von auf den Halden stockenden Beständen ist deshalb eine der wichtigsten Voraussetzungen für eine erfolgreiche Bewaldung. Dazu ist eine an das jeweilige Wuchsgebiet angepasste Mischungsform mit nicht zu geringem Anteil von Nadelbäumen empfehlenswert.

Für Laubwälder wurde eine höhere Tiefensickerung nachgewiesen als für Nadelwälder. Klein (2000) stellte fest, dass unter Kiefern weniger Wasser versickert (ca. 25 % des Freilandniederschlags) als unter einem Eichen-Buchen-Bestand (ca. 35 % des Freilandniederschlags). (Jochheim u. a. 2007) stellten für einen Altbuchen-Bestand jährliche Tiefensickerungswerte zwischen 15 und 49 % des Freilandniederschlags fest. Für Kiefern-Altbestände können sie zwischen 4 und 40 % liegen (Bartsch und Röhrig 2016). Großen Einfluss übt weiterhin das Alter der Bestände auf die Tiefensickerung aus. So zeigen Anders u. a. (2006) für grundwasserferne Sandstandorte, dass sie mit dem Beginn des Stangenholz-Stadiums bei etwa 30-jährigen Kiefern auf Null sinkt und nur von seltenen Starkregenereignissen angehoben wird. Mit zunehmendem Alter und Auflichtung steigt der Abfluss wieder auf ein niedriges Niveau (ca. 12 %) an. Demgegenüber pendelt sich die Tiefensickerung unter Buchenwäldern nach 30 Jahren auf Werte um 20 % ein. Diese großen Spannbreiten lassen eine tabellarische Übersicht über Tiefensickerungswerte nicht sinnvoll erscheinen. Entscheidend ist vielmehr die Feststellung von Müller (2011), dass Bestände im Stangenholzalter (ca. 30 Jahre alt) die geringsten Tiefensickerungsraten aufweisen.

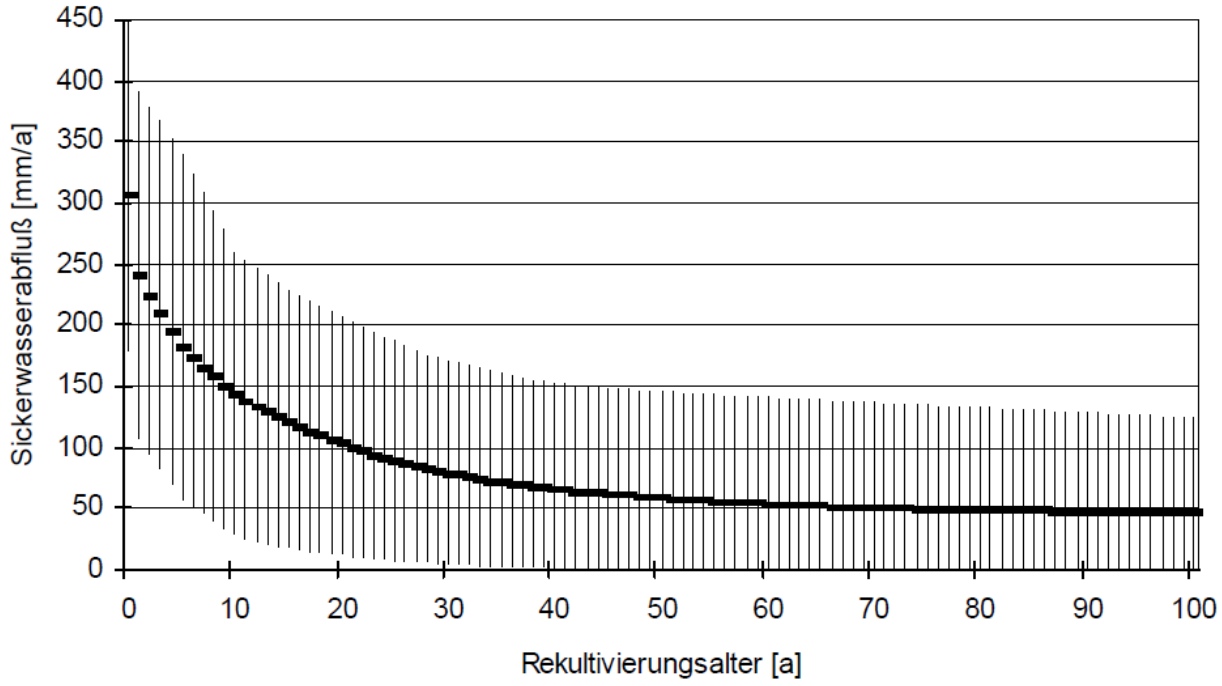



**Abbildung 1: Mittelwert und Spannen des mittleren jährlichen Sickerwasserabflusses in Abhängigkeit vom Rekultivierungsalter (Bräunig, 2001)**

## 2.2 PHYTOREMEDIATION

Phytoremediation ist eine Variante der Sanierung von mit Schadstoffen belasteten Böden unter dem Einsatz von Pflanzen (Schnoor u. a. 1995). Werden die Schadstoffe von den Wurzeln aufgenommen, in die oberirdischen Pflanzenbestandteile verlagert und damit durch Ernten aus dem System extrahierbar, spricht man von Phytoextraktion (Jadia und Fulekar 2009). Dabei können die Sanierungskosten deutlich unter denen anderer Technologien liegen (Salt u. a. 1995). Bei der Phytostabilisierung werden Schadstoffe fixiert, u. a. um Auswaschung und Erosion zu vermindern (Raskin und Ensley 2000). Dies geschieht im Wurzelraum durch Ausfällen, Sorption, Komplexbildung oder über die Reduktion der Valenz von Metallen (Jadia und Fulekar 2009).

Evolutionär betrachtet, sind Bäume aufgrund ihrer langen Lebensspanne nicht in der Lage, sich genetisch an temporär bzw. lokal erhöhte Metallkonzentrationen im Boden anzupassen (Dickinson, Turner, und Lepp 1991). Dennoch können sie auch bei erhöhten Konzentrationen überleben, allerdings unter Zuwachseinbußen (Dickinson u. a. 1992). So berichten Borgegård und Rydin (1989) nicht nur von hohen Überlebensraten von Birken auf einer Kupferhalde, sondern auch von der einsetzenden Verlagerung der im Haldenkörper vorkommenden Schwermetalle über das Laub in die Deckschicht.

Pulford (2003) fasst zusammen, dass Zn, Ni und Cd in oberirdischer Biomasse gespeichert werden, Blei, Chrom und Kupfer vorrangig in den Wurzeln. Die Belastung kontaminierter Flächen durch die genannten Metalle kann also reduziert werden, indem die aufstockenden Gehölze samt Wurzeln entnommen werden. Wenn Pb, Cr und Cu keine Rolle spielen, genügt es, die oberirdischen Baumkompartimente im Kurzumtriebsverfahren zu entfernen. Vielversprechend sei in diesen Fällen die Bewirtschaftung mit Weide, Birke oder Pappel.

Allerdings wurde auch der gegenteilige Effekt beobachtet: Watson (2002) stellte fest, dass die Verlagerung von Schwermetallen auf bewachsenen Flächen höher ist als bei unbewachsenen. Die beobachtete höhere Konzentration in der Bodenlösung wird mit einer Zunahme an wasserlöslichen Chelat-Komplexbildnern begründet, die über die Wurzeln in den Boden gelangen. Die tatsächlich am jeweiligen Standort ablaufenden geochemischen und hydrologischen Prozesse sind jedoch stark abhängig von pH-Wert, Metall-Konzentrationen, Durchwurzelbarkeit, Wasserleitfähigkeit usw.

Desai (2013) konnte für Birken- und Erlenblätter auf moderat belasteten Kippen walisischer Kohle-Tagebaue eine kontinuierliche Akkumulation von Cd und Zn feststellen, während junge Lärchennadeln vor allem Mn und Pb fixieren. Bereits nach vier Jahren stellte sich auf den Versuchsflächen eine Abnahme von 14-18 % der Mangan- und eine 8 %-ige Abnahme der Cadmium-Konzentration im Oberboden ein. Nach 14 Jahren reduzierte sich der Gehalt von Cadmium, Kupfer, Zink und Mangan um 52 %, 48 %, 47 % und 35 % auf dem Birkenstandort, wohingegen sich auf dem Erlenstandort der Bleigehalt im Boden um 44 % reduzierte (M. Desai, Haigh, und Walkington 2019).

# 3 KIPPEN UND HALDEN ALS EXTREMSTANDORTE FÜR WÄLDER

## 3.1 EINLEITUNG

Die Wälder auf Kippen und Halden werden in die bestehenden Wasser- und Stoffkreisläufe eingegliedert oder bilden ihrerseits neue lokale Kreisläufe. Die relevanten Prozesse Verdunstung, Wasserspeicherung, Stoffaufnahme und Stoffrückhalt sind vergleichbar mit denen auf gewachsenen Standorten. Ein Unterschied besteht jedoch darin, dass die Entwicklung eines Gehölzbestandes auf den Rohböden der Kippen und Halden sehr stark durch den Menschen beeinflusst wird und werden muss. Die Intensität der forstlichen Rekultivierung trägt erheblich dazu bei, wie und in welchem Zeitraum sich ein stabiler Wald und dessen Funktionen auf Halden und Kippen etablieren kann.

Das Sickerwasser auf Halden und Kippen muss dann reduziert werden, wenn die Gefahr besteht, dass umweltgefährdende Stoffe gelöst und ausgetragen werden. In der Geschichte der forstlichen Rekultivierung spielte diese Funktion des Waldes erst sehr spät eine Rolle. Zudem besteht nicht auf allen Rekultivierungsflächen die Notwendigkeit das Sickerwasser zu reduzieren, da kein schädlicher Stoffaustrag zu erwarten ist. Halden und Kippen müssen daher hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials unterschiedlich beurteilt werden, damit eine angemessene Rekultivierung stattfinden kann. Im Hinblick auf das Sickerwasser bzw. die Reduzierung des Kontaktes zwischen Sickerwasser und Abraummaterial kommt die Aufbringung einer Dichtschicht oder der gezielte Einsatz eines verdunstungsstarken Waldes mit speicherfähiger Kulturbodenschicht in Betracht.

Die folgende Literaturauswertung gibt einen Überblick über verschiedene Forstanbausysteme und deren beabsichtigte Funktionen. Doch zuvor wird die forstliche Rekultivierung rechtlich eingeordnet.

## 3.2 RECHTLICHE GRUNDLAGEN DER FORSTLICHEN REKULTIVIERUNG IN DEUTSCHLAND

Die rechtliche Grundlage für die forstliche Rekultivierung bildet das Bundesberggesetz (BBergG) und die zugehörigen Verordnungen in Verbindung mit den forstrechtlichen Regelungen (BWaldG, Landeswaldgesetze). § 2 Abs. 1 Nr. 2 BBergG sieht die Wiedernutzbarmachung der Oberfläche während und nach der Aufsuchung, Gewinnung und Aufbereitung von bergfreien und grundeigenen Bodenschätzen vor. Unter der Wiedernutzbarmachung ist auch die forstliche Rekultivierung im Sinne der ordnungsgemäßen Gestaltung der vom Bergbau in Anspruch genommenen Fläche zu verstehen. § 53 BBergG enthält die Pflicht zur Erstellung eines Abschlussbetriebsplans, in denen der Zeitraum, die erforderlichen Arbeitsschritte, die zu verwendende Technik und notwendige, fachliche Gutachten detailliert beschrieben werden. Die Zulassung des Betriebs und damit des Abschlussbetriebsplans nach § 55 Abs. 2 wird nur erteilt, wenn die Wiedernutzbarmachung der in Anspruch genommenen Oberfläche im Abschlussbetriebsplan verankert ist. Die Rahmenbedingungen für die Wiedernutzbarmachung der nachbergbaulichen Flächen werden durch die Braunkohlepläne und die Sanierungspläne der Bundesländer verbindlich festgelegt. Die Sanierungspläne enthalten Ziele, Umsetzung und Anteil der Forstfläche an der Gesamtfläche.

Erhebliche, unvermeidbare Beeinträchtigung von Natur und Landschaft, wie sie beim Abbau von Rohstoffen und Bodenschätzen auftreten können, sind nach § 13 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) durch Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen zu kompensieren. Dieser Ausgleich kann durch die Förderung der Sukzession und durch Maßnahmen der Renaturierung, der naturnahen Gestaltung, der Wiedernutzbarmachung oder der Rekultivierung durch den Verursacher (§ 15 BNatSchG) erfolgen. Ebenso ist der Ausgleich eines unvermeidbaren Eingriffs im Sächsischen Naturschutzgesetz in den §§ 8 und 9 verankert.

Die forstliche Rekultivierung ist so zu planen, dass die zukünftigen Waldgebiete den Entwicklungszielen entsprechen können, wie sie in den Landeswaldgesetzen formuliert sind. Das umfasst hauptsächlich die Leistungsfähigkeit des Waldes als wesentlicher Teil des Naturhaushaltes, die nachhaltig zu erhalten ist und schließt die Tier- und Pflanzenwelt, das Klima, den Wasserhaushalt, die Luftqualität, die natürlichen Bodenfunktionen insbesondere die Bodenfruchtbarkeit, das Landschaftsbild und den Wald als Lebens- und Bildungsraum sowie den wirtschaftlichen Nutzen und die Erholungsfunktion ein (z. B. § 1 Waldgesetz des Landes Brandenburg, Art. 1 Bayerisches Waldgesetz, § 1 Waldgesetz für den Freistaat Sachsen, § 2 Thüringer Waldgesetz).

## 3.3 ENTWICKLUNG DER FORSTLICHEN REKULTIVIERUNGSPRAXIS

Lange Zeit bestand die forstliche Rekultivierung allein in der Wiederbegrünung der nachbergbaulichen Flächen. Doch ab Ende der siebziger Jahre wurde vermehrt die Einbindung in die umgebende Landschaft durch Oberflächengestaltung, der Einsatz von Kippsubstraten und organischem Material zur Düngung und Bodenentwicklung, die Optimierung der Bestockung und der Pflanztechnik, die Förderung der natürlichen Regeneration, die Waldbodenübertragung und der Einsatz gebietsheimischer Arten bedeutend für die Rekultivierung. In den USA begann die Neuausrichtung der forstlichen Rekultivierung mit dem Surface Mining Control and Reclamation Act, als eines der ersten gesetzlichen Verankerungen. Auch in anderen Ländern wurden Regularien zur forstlichen Rekultivierung aufgestellt (Macdonald u. a. 2015).

Aufgrund des großflächigen Eingriffs des Übertagebergbaus in den Braunkohlenrevieren bestand schon früh eine besondere Notwendigkeit der Wiedernutzbarmachung von Kippenstandorten. Die forstliche Rekultivierung zielt dabei hauptsächlich darauf ab, die durch den Bergbau entstandenen Sekundär-Standorte möglichst schnell mit standortgerechten Baumarten so aufzuforsten, dass über einen Pionierwald ein naturnaher Dauerwald als Mischbestand entsteht. Dieser soll sich in das bestehende Landschaftsbild einfügen, positiv auf die Bodenentwicklung, den Stoffhaushalt und das Mikroklima auswirken, als Rohstoffproduzent dienen, einfach zu bewirtschaften sein, die Erholungsfunktionen für den Menschen erfüllen und einen Beitrag zum Naturschutz leisten (Preußner 1998a). Das Gelingen der forstlichen Rekultivierung ist hauptsächlich von den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Kippsubstrats abhängig. Daher ist es empfehlenswert, dass Förster an der Planung der zu verkippenden Substrate beteiligt werden, damit die Aufforstung im Anschluss mit den geeigneten Baumarten umgesetzt werden kann (Moffat 2004, 1080).

Die Aufforstungspraxis in Deutschland, aber auch in anderen Ländern wie Polen und der Tschechischen Republik, unterliegt einer Jahrzehntelangen waldbaulichen Entwicklung hinsichtlich der Baumartenwahl, der Baumartenmischung und der zeitlichen Abfolge von Pflege, Bewirtschaftung und Bestandsentwicklung. In der forstlichen Rekultivierung wechselten sich verschiedene Phasen von bevorzugten Gehölzarten ab, so dass von der Birkenzeit (30er bis 60er Jahre des 20.Jh.), der Roteichenzeit (60er und 70er Jahre des 20.Jh.) und der Kiefernzeit (70er bis 90er Jahre des 20. Jh.) gesprochen wird. Dabei standen jederzeit der wirtschaftliche Nutzen, die Erholungsfunktion und der naturschutzfachliche Wert im Vordergrund (Preußner 1998b, 605). Auch spielt die Reduzierung von Schadstoffausträgen durch die Steigerung der Verdunstung von Niederschlagswasser eine Rolle. Seit 1990 liegt der Fokus auf dem naturnahen Waldumbau. Dieser sieht vor, den Anteil an Traubeneichen und anderen Laub- und Nadelbaumarten zu erhöhen und so monotone Kiefernbestände zu durchmischen bzw. neue Mischwälder anzulegen. Neben Stiel- und Trauben-Eiche, die aktuell häufiger eingesetzt werden als in den Jahrzehnten zuvor, sind die Europäische Lärche und die Erle die am häufigsten in der forstlichen Rekultivierung verbreiteten Baumarten (Pietrzykowski 2014).

Neben dem gezielten Einsatz bestimmter Baumarten, wie die einzelnen Etappen der waldbaulichen Entwicklung in der Rekultivierung zeigen, veränderte sich auch die Praxis der Waldetablierung. Die Pflanzung vorgezogener Bäume aus der Baumschule ist die meist verbreitete Methode (Bolan, Kirkham und Ok 2017). Versuche mit Baumschulpflanzen mit Wurzelballen und ohne Wurzelballen zeigten, dass die Pflanzen mit Wurzelballen besser überleben (Román-Danobeytia u. a. 2015). Die Ansiedlung von Birken erfolgte entweder spontan oder durch gezielte Pflanzung. Die aktuellen Waldbestände auf Altbergbauhalden entstanden häufig durch Samenanflug und der Bildung eines Vorwaldes (Hoth u. a. 2009a). Die floristische Vielfalt ist dabei von der näheren Umgebung abhängig. Zudem ist auch die Übertragung von Pflanzenarten der Flächen, die durch den Bergbau verschwinden, auf die nachbergbaulichen Flächen in Form von Samen gängige Praxis. Ein Beispiel aus Australien zeigt, dass bis zu 60 % der Arten auf einer Rekultivierungsfläche von der Spenderfläche stammen und als Samen übertragen wurden (Grant u. a. 2016). Die Aussaat ist aus ökologischer Sicht empfehlenswert und könnte in Zukunft wieder stärker praktiziert werden. Der Vorteil dabei ist, dass sich bereits die jungen Keimlinge an die Standortsbedingungen anpassen können, was womöglich zu weniger Pflanzausfällen führt.

## 3.4 WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN BAUMARTEN UND STANDORTEIGENSCHAFTEN UNTER BERÜCKSICHTUNG DES WASSER- UND STOFFHAUSHALTS

### 3.4.1 KIPPENSTANDORTE

Wie auch auf gewachsenen Standorten bestehen in Forstbeständen rekultivierter Flächen Wechselwirkungen zwischen den Bäumen und ihrem Standort hinsichtlich der Bodeneigenschaften und des Nährstoff- und Wasserkreislaufs. Dabei unterscheidet sich die Entwicklung je nach Baumart und Ausgangssubstrat. Aus diesem Grund besteht in der forstlichen Rekultivierung ein Unterschied zwischen der Aufforstung eines Kippenstandortes und der einer abgedeckten Abraumhalde. Auf Kippenstandorten ist das Abraummaterial an der Bodenentwicklung beteiligt, bei Abraumhalden ist dies nicht der Fall. Daher ist der gezielte Einsatz bestimmter Baumarten besonders auf Kippen erforderlich. Kippenstandorte sind forstliche Extremstandorte, die durch die Etablierung eines Waldes in einen kulturfreundlichen Zustand versetzt werden sollen. Vor der Rekultivierung bieten die unbewachsenen Flächen große Angriffsflächen für Winderosion, erfahren höhere Tagestemperaturschwankungen und sind durch die Exposition vergleichsweise öfter Spätfrösten ausgesetzt. Zudem sind das Bodenleben, die Nährstoffversorgung und die Wasserhaltekapazität sehr gering, was zu Wassermangel in den neu etablierten Beständen führt. Zudem kommen stellenweise niedrige Boden-pH-Werte durch Pyritverwitterung hinzu (Preußner 1998b). Sheoran, Sheoran, und Poonia (2010) und Singh, Raghubanshi, und Singh (2002) fassen die Ergebnisse zahlreicher Studien diesbezüglich zusammen und resümieren, dass Bäume gut geeignet sind, um den Gehalt der organischen Substanz und die Stickstofffixierung, die Nährstoffaufnahme, die Versickerungsrate und die Wasserspeicherung im Boden zu erhöhen. Außerdem setzen Streu und Wurzelexudate den Nährstoffkreislauf in Gang, womit die Bäume ihren Standort selbst verbessern. Möglich ist auch der Einsatz von Baumarten, die mehrere Ziele gleichzeitig erfüllen können, wie Kohlenstoff anzureichern sowie die Verfügbarkeit von Stickstoff und Phosphor zu verbessern (Ahirwal u. a. 2018). Die wechselseitige Beeinflussung sollte effizient genutzt werden, um die Ziele der Rekultivierung zu erreichen. Pietrzykoswki (2019) empfiehlt daher, dass die Auswahl der Baumartenzusammensetzung sowohl eng an die angestrebte Bodenqualität angelehnt werden sollte, als auch anders herum die Wirkung der Standortbedingungen auf den Wuchs, die Biomasse, das Wurzelsystem der Bäume sowie die Nährstoffverfügbarkeit zu berücksichtigen ist.

Die bereits vor Jahrzehnten aufgeforsteten Kippenstandorte zeugen von den verschiedenen Epochen der Rekultivierungsgeschichte, in denen die Bestände jeweils durch Birken, Roteichen und Kiefern stark geprägt sind. Seit Beginn der Rekultivierungspraxis hängen die Baumartenzusammensetzung und die Baumartenauswahl neben den Eigenschaften des Kippsubstrats auch von zuvor durchgeführten Bodenverbesserungsmaßnahmen und vom Klima ab (Schlenstedt u. a. 2014). Einige Beispiele zu den Wechselwirkungen zwischen Baumarten und dem Standort sollen hier genannt werden: Bäume verbessern selbst die Bodenstruktur, die Bodenstabilität und die Stickstoffanreicherung ihres Wuchsortes, hauptsächlich Robinien und Schwarzerle werden dafür als Vorwälder auf Kippstandorten angepflanzt (Schölmerich 1998, 145; Krummsdorf 1998, 659). Jüngste Untersuchungen auf sandigen Kippsubstrat zeigen auf Standorten mit Schwarzerle eine höhere Verfügbarkeit von Stickstoff und Phosphor im Boden als unter Grünerle (Chodak u. a. 2019). Das Ziel des Einsatzes von Schwarzerlen auf armen Kippsubstraten ist, das Wachstum und insbesondere die Stickstoffversorgung der Zielbaumarten wie der Waldkiefer am Standort zu verbessern (Sroka u. a. 2018). Ein Vergleich zwischen Schwarz-Kiefer und Robinie zeigt, dass die Streu der Laubblätter schneller zu mobiler

organischer Substanz umgesetzt wird und in tiefere mineralische Bodenschichten transportiert und angereichert werden kann. Dies führt auch zu einem höheren Boden-pH (Filcheva u. a. 2000). Bereits auf weniger sauren und schwach lehmigen Standorten mit geringer Nährstoffversorgung können Eichen gepflanzt werden. Trauben- und Stiel-Eiche weisen dabei eine bessere Streuqualität als Roteiche auf (Schlenstedt u. a. 2014), was die Humusbildung erleichtert. Nicht nur die Bestockung verschiedener Baumarten nacheinander führt zur Verbesserung der Bodeneigenschaften, sondern auch die Bestockung einer Bergbaufläche nach einer Graseinsaat. Mit dieser Begrünungskombination erhöht sich der Kohlenstoffgehalt des Bodens und die generelle Bodenqualität im Vergleich zu Flächen, die nur mit Gras begrünt wurden (Nyamadzawo, Shukla, und Lal 2008). Wos, Pietrzykowski und Józefowska (2015) zeigen, dass auch die Baumarten die Begleitvegetation beeinflussen. Eine höhere Diversität fanden die Autoren in Beständen mit Birke und Lärche, weniger hingegen in Erlen-Beständen aufgrund der Stickstofffixierung im Boden.

Die zahlreichen Versuche mit verschiedenen Baumarten resümieren in die am stärksten verbreiteten Baumarten in der Bergbaufolgelandschaft des Lausitzer Braunkohlenreviers: Wald-Kiefer, Stiel- und Traubeneiche, Hänge-Birke, Roteiche, Robinie, Pappel, Erle und z. T. Winterlinde, Bergahorn und Hainbuche (Pietsch und Preußner 2013, 34). Ihr Einsatz ist stark vom aufzuforsteten Standort abhängig.

Der Einfluss des Bewuchses einer Fläche auf den Wasserhaushalt ist auch auf nachbergbaulichen Flächen nachgewiesen. Die Sickerwassermenge ist unter Laubmischbeständen höher als unter Kiefernreinbeständen (Knoche 2005). Was für die Grundwasserneubildung positiv ist, kann im Hinblick auf den Austrag und die Verlagerung von Schadstoffen, die aus Abraummaterial gelöst werden, negative Auswirkungen auf die Wasserqualität haben. Wie auch auf den gewachsenen Standorten ändert sich auch auf Kippen die Sickerwasserrate mit dem Waldalter. Bei einem Roteichenbestand sinkt die Sickerwasserrate bis auf 41 – 46 % des Niederschlags innerhalb von 30 Jahren. Dabei ist die Sickerwasserrate in tiefere Schichten vom Substrattyp abhängig (Knoche, Embacher, und Katzur 2002).

### 3.4.2 HALDEN

Mit der Bezeichnung Halde sind **Bergehalden** und **Rückstandshalden** des Untertagebaus gemeint. Bergehalden bzw. Abraumhalden bestehen im Kern aus taubem Gestein, welches nicht den gewünschten Rohstoff oder die gewünschte Reinheit des Rohstoffs enthält, z. B. im Steinkohlen- und Uranbergbau, sowie anderes Material, welches bei der Gewinnung und Aufbereitung anfällt, z. B. Aschen im Steinkohlenbergbau oder Schlacken im Kupferschieferbergbau. Rückstandshalden hingegen bestehen aus Material, welches ausschließlich beim Aufbereitungs- und Gewinnungsprozess des eigentlichen Rohstoffes anfällt und nicht genutzt werden kann, z. B. Rückstände aus dem Heißlöseverfahren beim Kalibergbau. Unter Umständen kann es durch das Haldenmaterial zu umweltschädlichen Stofffreisetzungen kommen, manchmal wird dies erst viele Jahre nach der Beendigung des Bergbaus erfasst. Dies ist haldenspezifisch, d. h. vom aufgehaldeten Material und dem Umgang nach der Aufhaldung abhängig. Beide Kriterien sind ausschlaggebend für die Standorteigenschaften der am Standort wachsenden Pflanzen.

Die aktive Rekultivierung von Bergehalden begann erst deutlich später nach der Aufhaldung des Abraummaterial. Bis eine Überdeckung mit kulturfähigem Bodenmaterial erfolgte, wurden die Bäume meist direkt in das Bergematerial hinein gepflanzt. Der Erfolg dieser Art der Begrünung blieb meistens aus, da das Material sehr grob und nährstoffarm war. Selbst wenn

das Material die erforderlichen Pflanzennährelemente enthielt, waren diese jedoch nicht pflanzenverfügbar. Durch die großen Poren bestand eine hohe Wasserleitfähigkeit, was die Pflanzen schlecht mit Wasser versorgen konnte. Bei dieser Form der Rekultivierung, z. B. von Bergehalden des Steinkohlenbergbaus, wurden hauptsächlich Birken und Robinien eingesetzt, da diese Baumarten noch am ehesten auf kargen Standorten überleben können. Im Vergleich zu Bergehalden, die sich trotz oben beschriebener Standortseigenschaften selbst begrünten, stellte sich erst nach Jahrzehnten ein annähernd natürliches Waldökosystem mit Begleitvegetation ein (Jochimsen 1991). Auf Kalihalden erfolgte ein ähnliches Vorgehen. Blieb nach einer langen Periode der niederschlagsbedingten Salzauslösung eine gipshaltige, stark poröse Regolithschicht zurück, wurden ebenso Sanddorn und Ölweide, als Vertreter salztoleranter Arten, direkt in das Haldenmaterial hineingepflanzt (Heinze und Liebmann 1991). Bei den zahlreichen Versuchen mit unterschiedlichen Gehölzen, Gras- und Kräutermischungen stand das Überleben der Pflanzen im Vordergrund. Die Funktion der Pflanzen, das aufkommende Sickerwasser über die Verdunstung zu reduzieren, gewann erst später an Bedeutung (Heinze und Liebmann 2013). Die Probleme bei Anwuchs, Wasser- und Nährstoffversorgung ähneln denen auf den Bergehalden des Steinkohlenbergbaus. Die Vegetation beeinflusst durch den kaum vorhandenen Bodenwasserspeicher den Wasserhaushalt nur geringfügig. Die Berge- und Schlackehalden des Kupferschieferbergbaus wurden ebenso wie die Halden des Steinkohlenbergbaus erst viele Jahre nach der Beendigung des Bergbaus mit kulturfähigem Bodenmaterial abgedeckt. Der Austrag hoher Schwermetallkonzentrationen und die extrem spärliche Spontanbegrünung machten die Abdeckung erforderlich. Durch die hohen Schwermetallgehalte, wenig pflanzenverfügbare Nährstoffe, Mangel an Stickstoff und die schlechte Wasserhaltekapazität des Abraums siedelten sich sehr wenige Pioniergehölze, dafür schwermetalltolerante Pflanzengesellschaften an. Ebenso unterdrückte Hangerosion und hohe Temperaturen an der Haldenoberfläche die Begrünung (Baumbach 2013).

Aus meist ästhetischen Gründen, aus Gründen der Nachnutzung und der Ökologie, wurden viele Bergehalden auf Basis langjähriger Erfahrungen im Nachgang mit kulturfähigem Bodenmaterial abgedeckt. Das verbesserte die Standortbedingungen für den anschließenden Bewuchs erheblich. Eine spontane Ansiedlung von Gehölzen und Ruderalpflanzen erfolgte rasch. Mit gezielten Bodenverbesserungsmaßnahmen konnten auch anspruchsvollere Baumarten eingesetzt werden als auf nicht-abgedeckten Halden. Ist die Wahrscheinlichkeit gering, dass aus dem Haldenmaterial keine, oder nur sehr geringe Konzentrationen schädlicher Stoffe ausgetragen werden, dann dient die Rekultivierungsschicht ausschließlich der Versorgung der Bäume mit Wasser und Nährstoffen und ihre Mächtigkeit wird dahingehend angepasst.

Zielt die Abdeckung des Haldenmaterials auch darauf ab, das Sickerwasser vom Haldenmaterial fern zu halten, muss die Wasserhaltekapazität der Rekultivierungsschicht stärker berücksichtigt werden. Auch ist ihre Mächtigkeit von entscheidender Bedeutung und ebenso die Pflanzenartenwahl. Eine Rekultivierungsschicht und die darauf etablierte Begrünung halten das Sickerwasser in unterschiedlichem Umfang zurück. In Abhängigkeit vom Abdeckmaterial und der Art der Begrünung (mit Gras oder Bäumen) kann die Sickerwassermenge auf 7 % bis 26 % der Niederschlagsmenge bei vollständiger Bewaldung mit Laubbäumen (Hildmann, Rösel, u. a. 2016) und bis auf 33 % bzw. 32 % mit Grasdecke (Bilibio u. a. 2017; Heinze und Liebmann 2013, 294) reduziert werden. Ähnliche Ergebnisse (28 bis 34 %) erzielten Power, Ramasamy und Mkandawire (2018). Dass neben den Pflanzenarten auch die Art der Abdeckung eine große Rolle bei der Sickerwasserreduzierung spielen, zeigt die Auswertung von Liebmann und Parnieske-Pasterkamp (2000), die Sickerwassermengen zwischen 47 % und 12,5 % des Niederschlagswassers je nach Abdeckmaterialien ermitteln konnten. Diese Erkenntnisse sind insbesondere für Kalirückstandshalden von Bedeutung, da aufgrund des leicht

löslichen Rückstands die Wirksamkeit der Rekultivierungsschicht entscheidend für den Umfang der Salzauswaschung ist. Hinzu kommt, dass es bei einer weniger mächtigen Abdeckung einer Halde zu einem Schadstofftransport in Richtung des Oberbodens kommen kann. Daraus ergibt sich nicht nur die Kontamination des Bodens, sondern auch die Aufnahme und Anreichung von Schadstoffen in der Haldenvegetation (Gomez-Ros, Garcia und Penas 2013). Der Austrag von Schwermetallen kann durch die Impfung des Bodens mit Mykorrhiza reduziert werden (Neagoe u. a. 2009). Eine kapillarbrechende Schicht verhindert hingegen den Wasseraufstieg. Zudem besteht die Gefahr von Windwurf, da die Bäume nur oberflächennah wurzeln und ihre Standfestigkeit an steilen Hängen bei starkem Wind nicht mehr gewährleistet ist (Hiller und Kaule 1997, 385). Aus diesen Gründen müssen weitere Bedingungen an den Boden (Abdeckung) und die Pflanzen gestellt werden, z. B. verdunstungsstarke Pflanzenarten oder die Anpassung der Abdeckschichten. Trotz vielfältiger Rekultivierungsmaßnahmen verbleiben einige, ungünstige Standortbedingungen, wie zum Beispiel die Hangneigung und der extreme Einfluss der Exposition. Auf steilen Hängen kann es trotz Bewuchs zu Erosion und Rutschungen kommen, was dem Baumbestand schadet. Südhänge zeigen ein deutlich anderes Kleinklima als Nordhänge, was großen Einfluss auf die Wasserversorgung hat (Hildmann, Knoche, u. a. 2016). Entsprechend ist die Baumartenwahl darauf abzustimmen.

Die Abdeckung von Bergehalden ist hauptsächlich dann von großer Bedeutung, wenn der Abraum pflanzentoxische, radioaktive oder leicht wasserlösliche Bestandteile besitzt, wie zum Beispiel Halden des Uranbergbaus. Auch diese Halden zeichnen sich in ihrem Ausgangszustand durch stark geneigte Hänge, extreme Oberflächentemperaturen, sehr großporigem Material mit geringer Wasserhaltekapazität und einer erhöhten Säurebildung durch Verwitterungsprozesse aus (Sänger 2013, 391). Diese Standorteigenschaften verhinderten größtenteils eine Selbstbegrünung. Aufgrund der Gefahr des Austrags großer Mengen an Lösungsprodukten, gesundheits- und umweltgefährdende Stäuben und Strahlung, ist neben der Abdeckung mit einer kulturfähigen Bodenschicht auch der Einsatz einer Dichtschicht erforderlich. Diese verhindert den Kontakt zwischen Haldenmaterial und Sickerwasser. Die Dichtschicht weist eine sehr geringe Wasserleitfähigkeit auf und besteht häufig aus Ton. Bei der Haldenabdeckung ist eine Schicht mit niedriger Wasserdurchlässigkeit für die Reduzierung der Sickerwassermenge bedeutender als die Mächtigkeit der Abdeckschicht (Keller u. a. 2010). Die Verdunstungsleistung der Vegetation zur Verringerung der Sickerwassermenge spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle. Die Rekultivierungsschicht soll hauptsächlich für günstige Standortsbedingungen eines flächendeckenden Bewuchses sorgen. Auf den Rohböden kommt es je nach Standorteigenschaften rasch zu einer Primärsukzession, entweder aus Gräsern und Kräutern oder mit Gehölzen.

In

Tabelle 4 sind die verwendetet Baumarten von verschiedenen Haldenstandorten zusammengefasst dargestellt. Die Tabelle enthält sowohl die gepflanzten Baumarten als auch Spontanvegetation.

**Tabelle 4: Baumarten auf Berge- und Abraumhalden.**

| Standort | Baumarten | Quelle |
|---|---|---|
| **Bergehalde Steinkohlenbergbau** | Winter- und Sommerlinde, Feld- und Bergahorn, Schwarz- und Roterle, Stieleiche, Schwarzkiefer, Silberpappel, Rosskastanie | (Hiller und Kaule 1997, 387) |
| **Bergehalde Steinkohlenbergbau Saar** | Ahorn, Erlen, Birke, Hainbuche, Europäische Lärche, Fichte, Kiefern, Stieleiche, Pappeln, Weiden, Ulmen, Winterlinde | (Schmitt 2006) |
| **Steinkohlenhalde bei Wettin** | Vogelkirsche, Feldulme, Esche, Stieleiche, Robinie. Robinie ist vermutlich Anpflanzung, die anderen Gehölze sind Spontanvegetation | (Krumbiegel und Otto 1999) |
| **Steinkohlenhalde** | Pionierbaumarten: Birke, Robinie, Erle, Pappel; Dauerholzarten: Stieleiche, Sal-Weide, Eberesche, Eingriffeliger Weißdorn, Hundsrose | (Jochimsen, Hartung, und Fischer 1995) |
| **Steinkohlenhalden (Ruhrgebiet)** | Durch Begrünung: Schwarz- und Grauerle, Roteiche, Robinie, Spitz- und Bergahorn, Zitterpappel, Sand- und Weißdorn | (Heinze 2013, 165, 174 f.) |
| **Steinkohlenhalden (Lugau/Oelsnitz-Revier)** | Pionierwald: Birke, Erle, Weide<br>Naturverjüngung: Feld- und Bergahorn, Rot-Buche, Vogel-Kirsche, Esche, Europäische Lärche, Späte Traubenkirsche, Stiel- und Traubeneiche, Robinie, Pappel, Eibe, Winterlinde, Eberesche, Fichte, Kiefer, Weymouths-Kiefer | (Heinze 2013, 258 f.) |
| **Steinkohlenhalden (Lugau/Oelsnitz-Revier)** | Durch Rekultivierung (1950er): Birke, Rot-Eiche, Pappeln, Erlen, Robinie, Eberesche, Eschenblättriger Ahorn, Traubenkirsche<br>Durch Rekultivierung (bis 1990): Birke, Rot-Eiche, Stiel- und Trauben-Eiche, Bergahorn, Grau- und Schwarz- Erle, Pappeln<br>Neue Pflanzversuche (bis 2006): Berg-Ahorn, Weiß-Tanne, Stiel-Eiche, Rot-Buche, Douglasie | (Heinze 2013, 264 f.) |
| **Kalirückstandshalde (Südharzrevier)** | Ohne Abdeckung, spontan: Pappeln, Kiefer, Weiden, Ahorn, Birke, Hainbuche, Rot-Buche, Stiel- und Rot-Eiche, Lärche, Eberesche, Fichte; Gepflanzt: Sanddorn, Ölweide, Silber-Ölweide, Kiefern, Erlen, Weiden, Pappeln | (Heinze und Liebmann 2013, 282) |
| **Kalirückstandshalde (Südharzrevier)** | Ohne Abdeckung, gepflanzt: Sanddorn, Schneebeere, Ölweide, Bastardindigo | (Heinze und Liebmann 1991) |
| **Kalirückstandshalde (Südharzrevier)** | Pflanzempfehlung mit Abdeckung: Eichen, Edellaubhölzer, Buche, Hainbuche, Linden (je nach Standorteigenschaften) | (C. Hildmann, Knoche, u. a. 2016) |
| **Kupferschieferhalden** | Spontanvegetation ohne Abdeckung: Birke, Berg-Ahorn, Eberesche, Espe, Vogelkirsche u. a. | (Baumbach 2013, 341) |
| **Kupferschieferhalden** | Bepflanzungsversuche mit Bodenauftrag und Boden-Abraum-Mix: Grau-Erlen, Birke, Robinie, Espe mit hohen Ausfällen | (Baumbach 2013, 341) |

| | | |
|---|---|---|
| **Kupferschieferhalden** | Mit Abdeckung: Pionierbaumarten, gepflanzte und eingewanderte Neophyten: Blasenstrauch, Erbsenstrauch, Robinie, Ölweide, Traubenkirschen, Flieder.<br>Feldahorn, Robinie, Stieleiche, Hainbuche, Birke | (Baumbach 2013, 363 f.) |
| **Uranerzhalden** | Spitz- und Berg-Ahron, Schwarz-Erle, Hänge-Birke, Eingriffeliger Weißdorn, Gewöhnliche Esche, Gewöhnliche Fichte, Wald-Kiefer, Zitter-Pappel, Vogel-Kirsche, Trauben- und Stiel-Eiche, Robinie, Sal-Weide, Eberesche | (Sänger 2013, 396) |

Die Wassermenge, die als Sickerwasser letztendlich das Abraummaterial bzw. das Rückstandsmaterial erreicht, wird durch mehrere Faktoren gesteuert. Hauptsächlich reduziert eine Dichtschicht die Sickerwassermenge, zusätzlich wirkt die Rekultivierungsschicht als Wasserspeicher, welcher über die Verdunstung durch Pflanzen in Anspruch genommen wird. Hinzu kommen jedoch auch die klimatischen Bedingungen am jeweiligen Standort. Bei niedrigem Jahresniederschlag gelangt auch nur ein geringer Anteil als Sickerwasser durch die Abdeckschichten (z. B. 6 % in Rohde, Defferrard und Lord (2016); 12 – 22 % in Barber, Ayres und Schmid (2015)).

### 3.4.3 NACHBERGBAULICHE FLÄCHEN IM VERGLEICH ZU NATÜRLICHEN GEHÖLZSTANDORTEN

Die beiden vorangegangenen Kapitel haben die extremen Standorteigenschaften und die daraus resultierenden schwierigen Bedingungen zur Etablierung von Wäldern hervorgehoben. Dabei unterscheiden sich die Kippenstandorte von den Haldenstandorten, zeigen jedoch auch Gemeinsamkeiten. Die wesentlichen Unterschiede zu den natürlichen Gehölzstandorten soll im Folgenden nochmals dargestellt werden:

- Schlechte Wasserversorgung durch grobporiges Abraum- und Kippmaterial und geringem Feinkornanteil
- Fehlendes Bodenleben unterbindet Humusaufbau
- Fehlende Mykorrhiza erschwert die Versorgung der Bäume mit Wasser und Nährstoffen
- Geringer Gehalt abbaubarer organischer Substanz
- Fehlende Diasporen erschweren die Spontanbegrünung
- Mineralstoffe im Abraummaterial sind meist nicht pflanzenverfügbar
- Niedrige pH-Werte durch Mineralverwitterung und Säurebildung
- Hohe Temperaturen an stark exponierten Hängen unterdrückt das Pflanzenwachstum

Durch verschiedene Rekultivierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Standorteigenschaften, vorrangig die des Bodens, kann sich über die Zeit ein annähernd natürlicher Zustand bzw. ein eigenständiger Nährstoffkreislauf einstellen. Das Aufbringen von kulturfähigem Bodenmaterial beschleunigt die sonst Jahrzehnte dauernde Bodenbildung und ist der Ausgangspunkt für eine erfolgreiche forstliche Rekultivierung von Berge- und Rückstandshalden, d. h. die Bestockung mit Gehölzen. Auf Kippenstandorten unterstützen umfangreiche Zugaben von Dünger und Kalk die Bodenverbesserung. Über die Zeit bildet sich eine Streuablage durch herabfallendes Laub, womit sich das Bodenleben erhöht und der Aufbau der organischen Substanz verbessert wird (Dageförde u. a. 2000).

Trotz extremer Bedingungen gleichen die Auf- und Abbauprozesse von organischer Substanz und die Aufnahme von Nährstoffen und Wasser durch die Pflanzen den gewachsenen Böden und den darauf wachsenden Gehölzen.

## 3.5 FORSTLICHE REKULTIVIERUNG IM INTERNATIONALEN VERGLEICH

In diesem Kapitel werden die unterschiedlichen Vorgehensweisen bei der Rekultivierung nachbergbaulicher Flächen im internationalen Vergleich beschrieben. Während sich die Maßnahmen stark ähneln, gibt es vor allem Unterschiede in der Zielsetzung der forstlichen Rekultivierung. Untersuchungen auf den aufgeforsteten Flächen zeigen die oben beschriebenen Wechselwirkungen zwischen Boden, Pflanzen und Wasser und die damit einhergehenden Effekte für den Stoff- und Wasserhaushalt der nachbergbaulichen Flächen sowie den gezielten Einsatz von Bäumen.

### 3.5.1 VEREINIGTE STAATEN VON AMERIKA

Bei der forstlichen Rekultivierung der großen Kohleregionen im mittleren Westen der USA kommt bereits seit 1977 ein 5-Schritte-Ansatz bei der Aufforstung der Bergbaufolgelandschaft zum Einsatz (Burger u. a. 2005; Forest Service 2017). Dieser Ansatz umfasst:

1. Durchwurzelungsfähiges Substrat als mindestens 1,2 Meter mächtige Schicht aufbringen.
2. Substrat locker aufbringen und nicht verdichten.
3. Die Auswahl der krautigen Begleitvegetation soll hinsichtlich seiner Standortansprüche denen der Baumarten erfolgen. D.h. sind Lichtbaumarten geplant, sollen auch lichtliebende, krautige Pflanzen gesät werden.
4. Zwei Typen von Baumarten sollen gepflanzt werden, einerseits Pionierbaumarten zur Stabilisierung des Bodens und zur Etablierung der Tierwelt und andererseits Baumarten für die Holzproduktion (z. B. Eiche, Ahorn, Esche)
5. Geeignete Pflanztechnik einsetzen.

Ist das Abraummaterial für eine Bodenentwicklung nicht geeignet, erfolgt eine Abdeckung mit kulturfähigem Material. Die Halden werden dann in vier Standortstypen unterteilt, abhängig von Exposition und Neigung. Dies wirkt sich vor allem auf die Bodenfeuchte und die Lichtintensität aus. Für jeden Standortstyp, kombiniert mit dem Ziel der Flächennutzung und der umgebenden Landschaft werden Baumartenzusammensetzungen empfohlen. Neben den geeigneten Baumarten, gibt es zudem Empfehlungen für die Pflanztechnik und Maßnahmen zur Erlangung einer möglichst natürlichen Vielfalt auf den aufgeforsteten Flächen (Forest Service 2017).

Untersuchungen mit Bäumen auf verschieden intensiv verwittertem Kippsubstrat im Appalachen Kohlerevier haben gezeigt, dass auf allen Standorten der Oberflächenabfluss stark reduziert wird (12 % des Niederschlags). Zudem werden Niederschlagsspitzen abgefangen (Taylor u. a. 2009). Die wechselseitige Beeinflussung von Kippsubstrat und Laubbäumen wird bei der Betrachtung der Sickerwassermenge und der Evapotranspiration eines Bestands deutlich. Bietet das Kippsubstrat bessere Wuchsbedingungen für die Bäume, ist eine niedrigere Ausfallrate und ein intensiveres Wachstum zu verzeichnen. Ein üppigerer Wuchs führt zu einer höheren Evapotranspiration und niedrigeren Sickerwassermengen (Sena u. a. 2014). Andere Untersuchungen zeigen, dass die Infiltrationsrate einer mit Bäumen bestockten, stark geneigten Fläche (mit Begleitvegetation) höher ist als auf einer vergleichbaren Rekultivierungsfläche

ausschließlich mit Grasbewuchs (Clark 2017). Somit ist die Versorgung der Bäume mit Wasser auch auf geneigten Rekultivierungsflächen gesichert. Das infiltrierte Wasser kann im Boden gespeichert und über die Pflanzen verdunstet werden.

### 3.5.2 GROßBRITANNIEN

In Großbritannien erfolgt die forstliche Rekultivierung in ganz ähnlichem Umfang wie in den USA und Deutschland. Die Baumartenauswahl erfolgt nach Zielvorgaben und Standortsbedingungen. Beim Standort stehen vor allem die Verfügbarkeit von Oberbodenmaterial für die Vorbereitung der Fläche, die Bodenfeuchte und die bodenchemischen Verhältnisse (pH-Wert), die Ausgangsbelastung, das lokale Klima und die Exposition im Vordergrund. Für die Aufforstung werden heimische Baumarten verwendet, wobei ein Mix aus geeigneten Arten sowohl aus landschaftsgestalterischen Gründen als auch aus Gründen der ökologischen Stabilität des Bestandes angestrebt wird. Die Baumartenauswahl orientiert sich zudem an den Bedürfnissen von Wildtieren, der Funktion als Erholungsort und den Anforderungen für die Holznutzung. Dabei muss berücksichtigt werden, dass sich manche Baumarten positiv, andere negativ beeinflussen. Mithilfe einer Übersicht von zahlreichen Baumarten (Tabelle 5) in Moffat und McNeill (1994) können je nach Standortverhältnissen geeignete Baumarten ausgewählt werden. Die Pflanzung erfolgt entweder mit Containerpflanzen oder durch das Umpflanzen verschulter Bäume mit unterschiedlichem Alter (Moffat und McNeill 1994). Hierbei orientiert sich die Pflanzenwahl nicht an deren Vermögen den Standort zu verbessern, sondern nach den Eigenschaften der für die Rekultivierung vorbereiteten Fläche und den dafür geeigneten Baumarten.

**Tabelle 5: Empfehlung von Baumarten für verschiedene Standortsbedingungen; verändert nach Moffat und McNeill (1994).**

| Baumart | Schwerer Boden | Kalkreicher Boden | Saurer Boden | Hangneigung | Bemerkung |
|---|---|---|---|---|---|
| **Bergahorn** | • | •• | • | •• | |
| **Eberesche** | • | • | • | •• | |
| **Esche** | X | •• | X | X | Nur Nährstoff-reiche Stand-orte |
| **Europä. Lär-che** | • | X | • | • | |
| **Fahl-Weide** | •• | •• | X | X | |
| **Feldahorn** | • | •• | • | • | |
| **Gemeine Birke** | X | X | •• | •• | |
| **Grau-Erle** | •• | • | • | • | N-Fixierung |
| **Grau-Pappel** | •• | •• | • | •• | |
| **Mehlbeere** | •• | •• | •• | • | |
| **Moorbirke** | • | X | • | •• | |
| **Robinie** | • | • | •• | X | N-Fixierung |
| **Rot-Eiche** | • | • | •• | • | |
| **Schwarzerle** | •• | X | • | •• | N-Fixierung |
| **Salweide** | • | • | • | X | |
| **Schwarzerle** | •• | • | • | • | N-Fixierung |
| **Silberpappel** | •• | X | • | •• | |
| **Spitzahorn** | • | •• | X | •• | |
| **Stieleiche** | • | • | • | • | Nur nährstoff-reiche Stand-orte |
| **Vogelkirsche** | X | • | X | X | Nur nährstoff-reiche Stand-orte |
| **Wald-Kiefer** | X | X | •• | •• | |
| **Weißdorn** | • | • | | •• | |

### 3.5.3 AUSTRALIEN

In Australien befinden sich die weltweit größten Bauxitminen, wo der Bauxit in Tagebauen gewonnen wird. Die forstliche Rekultivierung beginnt mit der Aufbringung des abgezogenen und zwischengelagerten Oberbodens mit samt des darin enthaltenen Samenspektrums einheimischer Pflanzenarten. Bei der Planung und der Umsetzung der Rekultivierung steht die Einbindung in die umgebende Landschaft weit im Vordergrund. Daher wird im Vorfeld des Abbaus Samen auf der zukünftigen Tagebaufläche gesammelt, vermehrt und hinterher wieder ausgebracht. Zudem ist die vegetative Vermehrung entsprechender Arten möglich. Diese drei Varianten der Übertragung heimischer Pflanzenarten aus den angrenzenden Wäldern ist ein zentraler Bestandteil der forstlichen Rekultivierung in Australien (Grant und Koch 2007).

### 3.5.4 AFRIKA

Die großen Bergbauregionen Afrikas sind vor allem in der Demokratischen Republik Kongo, in Südafrika, Kenia, Ghana, Sambia, Zimbabwe, Ruanda, Nigeria und Marokko zu finden.

Hauptsächlich werden in den Minen Kupfer, Kobalt, Gold, Uran, Blei, Zink, Zinn sowie Kalkstein und Sand abgebaut (Festin u. a. 2019). Die meisten Kippen- und Abraumstandorte sind hoch belastet, vor allem mit Schwermetallen. Die Rekultivierung der Bergbaufolgelandschaften konzentriert sich im Wesentlichen auf die Phytoremediation. Dies umfasst zum einen die Schadstoffaufnahme durch Pflanzen und deren konsequente Entnahme von den Flächen, teils mit einem zusätzlichen wirtschaftlichen Nutzen (Petelka u. a. 2019; Sheoran, Sheoran und Poonia 2012; Sinkala 2018). Zum anderen dienen die Pflanzen der Bodenverbesserung und der Entwicklung der Bodenchemie, was die Adsorption, Akkumulation und Ausfällung von Schadstoffen begünstigen und deren Immobilität garantieren soll. Die Pflanzenauswahl, wobei sowohl krautige Arten, Gräser als auch Baumarten genutzt werden, orientiert sich an deren Funktion der Schadstoffaufnahme bzw. deren Toleranz gegenüber bestimmten Schadstoffen. Die Bodenverbesserungsmaßnahmen zeigen auf mehreren Untersuchungsstandorten, dass sich Kompost positiv auf die Bodenfruchtbarkeit und die Vitalität der Pflanzen auswirkt und die Schadstoffaufnahme durch die Pflanzen reduziert wird. Es besteht bei der Rekultivierung stets der Anspruch, heimische Arten zu verwenden (Festin u. a. 2019). Es gibt jedoch auch Felduntersuchungen, die gezeigt haben, dass die Aufforstung von Flächen des Zinnbergbaus mit Eukalyptus nicht den gewünschten Effekt einer Bodenverbesserung erreicht hat. Stattdessen kam es zu einer Bodenverdichtung und zum Fehlen jeglicher Bodenvegetation, was eine geplante landwirtschaftliche Folgenutzung nicht möglich machte (Alexander 1989b). Einen deutlich positiveren Effekt auf die Etablierung der Bodenvegetation zeigen *Acacia albida* Bestände auf Flächen des Zinnbergbaus (Alexander 1989a). Die Untersuchungen von zeitlich gestaffelten Aufforstungsflächen zeigten, dass die Nährstoffgehalte im Boden von rekultivierten Flächen bis zum Ausgangsniveau nicht-bergbaulich genutzter Flächen erhöht und eine entsprechende Bodenflora und -fauna etabliert werden konnte (Lubke, Avis und Moll 1996).

### 3.5.5 SÜDAMERIKA

In Südamerika wird großflächig Kohle und Bauxit in Brasilien, Gold in Kolumbien und Peru abgebaut. Peru ist der größte Goldlieferant in Südamerika und einer der größten weltweit. Jedoch erfolgt die Goldförderung oftmals in illegalen Minen. Bei der nachbergbaulichen Aufforstung steht vor allem die Flächenvergrößerung des Regenwaldes im Vordergrund. Die Herausforderung besteht in der Auswahl geeigneter Baumarten und deren Toleranz gegenüber sehr ungünstigen Bodenbedingungen begleitet von einer hohen Quecksilber-Toxizität. In ersten experimentellen Versuchen erwies sich die Pflanzung mit Wurzelballen und eine zusätzliche Düngung als wesentliche Faktoren, die das Wachstum erhöhen und die Ausfallrate senken (Román-Danobeytia u. a. 2015).

Der Bauxitabbau in Brasilien führt nicht nur zum Verlust großer Regenwaldflächen, sondern auch zu einer starken Bodendegradierung. Die Aufforstung mit heimischen Baumarten, zum Beispiel mit Paranussbäumen, wird dadurch erschwert, dass der eisenreiche oberflächennahe Lateritboden sehr stark verdichtet ist. Dies schränkt die Durchwurzelung und damit das Wachstum und das Überleben der Bäume enorm ein. Daher empfehlen die Autoren den Bodenauftrag des vorbergbaulichen Oberbodens (Freitas Melo u. a. 2018). Abgezogenes und zwischengelagertes Bodenmaterial von vorbergbaulichen Flächen verliert zwar organische Substanz und Bodenaktivität während der Lagerung, kann sich jedoch wieder erholen, wenn es vorsichtig aufgetragen wird. Im Vergleich dazu benötigt bodenbildendes Material deutlich mehr Zeit, um organisches Material im gleichen Umfang wie natürlicher Boden anzureichern (A. J. Moffat 2004, 1081). Dies spricht für die Übertragung von Bodenmaterial, wenn dies möglich ist.

### 3.5.6 POLEN

Der überwiegende Teil der Bergbaufolgelandschaft der zwei größten Braunkohletagebaue in Polen ist mit Bäumen bestockt (Kasztelewiczi 2014), vor allem mit Erle, Birke, Lärche, Kiefer und Eiche (Prasad, de Campos Favas und Maiti 2018, 118ff.). Die Wahl der Baumarten hängt maßgeblich von der Qualität des Kippsubstrats, den klimatischen Bedingungen und der späteren Nutzung ab (Prasad, de Campos Favas und Maiti 2018, 494). Daher sollte die Aufforstung mit einem Mix an Baumarten erfolgen, die verschiedene Funktionen erfüllen können, d. h. Pionierbaumarten, Zielbaumarten und Baumarten zur Phytomelioration (Pietrzykowski 2019). Zum Beispiel wirken sich Laubbaumarten wie Birke, Erle und Eiche positiver auf die Entwicklung der bodenbiologischen Eigenschaften von Kippsubstraten aus als Nadelbaumarten wie Kiefer und Lärche (Józefowska, Wos und Pietrzykowski 2016). Damit soll erreicht werden, dass die Bäume die Eigenschaften des Kippsubstrats in der Hinsicht positiv beeinflussen, dass später anspruchsvollere Baumarten am Standort gepflanzt werden und sich entwickeln können. Dies schließt vor allem die verbesserte Versorgung mit Nährstoffen ein.

Die anfänglich stark verbreiteten Bestände mit Kiefernmonokulturen werden zunehmend mit Laubbaumarten durchmischt, auch wenn Kiefern im Kippenboden genau so viel Kohlenstoff anreichern wie im natürlichen Waldboden (Pietrzykowski und Krzaklewski 2010). Das Ziel einer Durchmischung mit Laubbäumen ist nicht nur die Erhöhung der Diversität der Waldbestände, sondern die Verbesserung der Nährstoffversorgung durch deutlich nährstoffreichere Streu der Laubbäume. Mit steigendem Laubbaumanteil am Bestand verbessern sich nachweislich die Bodeneigenschaften (Nährstoffe, Textur, Säuregehalt, C/N-Verhältnis) auf Bergbauflächen (Pietrzykowski 2014).

### 3.5.7 TSCHECHISCHE REPUBLIK

Nicht nur deutsche Bergbauregionen durchliefen die obengenannte stufenweise Entwicklung der forstlichen Rekultivierung, sondern auch die in der Tschechischen Republik (Wirth, Cernic Mali und Fischer 2012). Von der anfänglichen Aufforstung mit Pionierbaumarten erfolgte eine waldbauliche Entwicklung hin zu wirtschaftlich wertvollen Zielbaumarten. Neben der forstwirtschaftlichen und landwirtschaftlichen Rekultivierung tschechischer Bergbauflächen, tritt zunehmend die Bedeutung der Bergbaufolgelandschaft als Areal mit potenziell hoher Biodiversität in den Vordergrund. Naturnahe Habitate können besonders dann entstehen und erhalten werden, wenn auf den Flächen die spontane Sukzession erlaubt wird. Die Aufforstung zielt hauptsächlich auf die Holzproduktion ab. Oftmals werden auch noch nicht-einheimische oder gar invasive Baumarten gepflanzt (Tropek und Prach 2012). Den größten Anteil an den aufgeforsteten Flächen stellen Roteiche, Schwarzerle und Birke, während auf Sukzessionsflächen Pionierarten wie Pappel, Birke und Weide auftreten. Insgesamt sind die Sukzessionsflächen diverser als die aufgeforsteten Flächen (Šebelíková, Řehounková und Prach 2016). Da jedoch gepflanzte Bäume zu einer höheren Produktqualität führen, empfehlen Vacek u. a. (2018) eine Kombination aus beiden Flächenkategorien. Darüber hinaus hat die Baumartenwahl sowohl Einfluss auf die Entwicklung der mikrobiellen Diversität in der Humusschicht (Chodak, Pietrzykowski und Sroka 2015) als auch auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation (Rawlik, Kasprowicz und Jagodzinski 2018).

## 3.6 FORSTLICHE REKULTIVIERUNG IN SACHSEN

In Sachsen zählen die ältesten Waldbestände auf Kippen bereits mehr als 90 Jahre. Bei der anfänglichen Aufforstungspraxis sollten Mischbestände mit Weiß-Erle, Robinie, Gemeiner Birke, Trauben- und Rot-Eiche, Spitz- und Bergahorn, Gemeiner Esche, Winter-Linde, Hainbuche, Rot-Buche, Wild-Birne, Gemeiner Kiefer, Weymouths-Kiefer und Weißdorn etabliert werden. Großflächige Rekultivierungsmaßnahmen starteten in den 1950er Jahren, als die Bergbautreibenden gesetzlich dazu verpflichtet wurden, die ausgekohlten Flächen wieder nutzbar zu machen. In den 1950er und 1960er Jahren begann im Mitteldeutschen Revier die großflächige Aufforstung mit Pappelhybriden, im Gegensatz zur Aufforstung mit Kiefer im Lausitzer Revier. Trotz umfangreicher Untersuchungen und Kartierungen der Kippsubstrate und des gewachsenen Bodens im Vorfeld des Abbaus und den damit gewonnenen neuen Erkenntnissen blieb die Rekultivierung in Form von Reinbeständen aus Pappel und Kiefer ein politisches Ziel. Erst in den 1980er Jahren änderte sich in Sachsen das Leitbild hin zu einer multifunktionalen Bergbaufolgelandschaft (Thomasius u. a. 1999).

Die Sanierung von Bergehalden des Uranbergbaus durch die Wismut GmbH unterscheidet sich von der forstlichen Rekultivierung der Kippenstandorte hauptsächlich darin, dass die Bergehalden mit einer Tonschicht, einer Speicherschicht aus Mineralboden und mit Kulturboden abgedeckt werden. Eine Abdeckung ist erforderlich, um die Infiltration von Niederschlagswasser in den Haldenkörper und damit die Bildung schadstoffhaltiger Haldenwasser zu minimieren. Des Weiteren soll der direkte Kontakt mit dem Haldenmaterial unterbunden und die Umwelt vor radioaktiver Strahlung geschützt werden. Das Bodenmaterial ist zudem die Basis für die Begrünung. Da die Reduzierung des Haldensickerwassers durch die Abdeckschichten geleistet werden soll, orientiert sich die Wahl der Begrünung vorrangig daran, die Abdeck- bzw. Dichtschicht nicht zu beschädigen und die Halden in das bestehende Landschaftsbild einzubinden. Zahlreiche Untersuchungen von etablierten Forstbeständen auf Halden haben gezeigt, dass die Ausprägung der baumartenspezifischen Wurzeltracht von den Bodenverhältnissen abhängt. Bei der Erstaufforstung von Halden werden diese Erkenntnisse berücksichtigt. Häufig erfolgt der Bewuchs mit Bäumen durch die natürliche Sukzession, beginnend mit Pionierbaumarten wie Birke, Weiden, Pappeln und Erlen (Sänger 2016). Das Zusammenspiel von Abdeckung und Begrünung ist für den Rückhalt von Schadstoffen deutlich effektiver als eine Begrünung ohne Abdeckung. Untersuchungen auf sächsischen Halden zeigen Sulfat- und Schwermetallrückhalt von mindestens 85 % im Vergleich zu Halden mit Begrünung aber ohne Abdeckung (Willscher u. a. 2010).

Die Löslichkeit von Schwermetallen hängt wesentlich von den vorherrschenden bodenchemischen Eigenschaften des Standortes ab. Ein niedriger pH-Wert fördert, ein hoher pH-Wert hemmt die Löslichkeit von Schwermetallen. Zu diesem Zweck enthält die Abdeckung von Uranhalden, wie z. B. in Ronneburg, Kalk zur Stabilisierung des pH-Werts des Sickerwassers. Damit soll die Mobilisierung von Schwermetallen im Abraum unterbunden werden (Paul, Gengnagel und Baacke 2006).

Der Steinkohlenbergbau in Sachsen wurde bereits Anfang des 20. Jahrhunderts eingestellt. Die Rekultivierung der Bergehalden begann in den 1920er und 1930er Jahren vereinzelt an wenigen Halden. Die Begrünung erfolgte bis dahin durch Sukzession, wobei die Erstbesiedlung bereits mehrere Jahrzehnte dauerte. Aus diesem Grund begann der gezielte Lebendverbau, was vor allem die Erosion an den Böschungen unterbinden sollte. Die Aufforstung im größeren Umfang begann in den 1950er Jahren. Besonders gut eigneten sich Hänge-Birke, Rot-Eiche,

Pappel-Hybriden, Aspe, Schwarz-Erle, Robinie, Eberesche, Eschen-Ahorn, Gewöhnliche Traubenkirsche, Kolben-Sumach und Kartoffelrose. Die Auswahl der Baumarten erfolgte hauptsächlich nach deren Widerstandsfähigkeit gegenüber Trockenheit und Raucheinfluss, doch auch das Haldensubstrat war von großer Bedeutung für den Anwuchs- und Etablierungserfolg der Bäume (Hoth u. a. 2009b).

Auf ertragsarmen Standorten, wie z. B. frisch rekultivierten, sandigen Böden ist der Anbau von schnellwachsenden Baumarten zur Nutzung als Kurzumtriebsplantage (KUP) möglich (Landgraf u. a. 2018, 451). Versuche dazu wurden beispielsweise im Mitteldeutschen Revier südlich von Leipzig durchgeführt. Im Vergleich dazu ist die Etablierung an steilen Haldenhängen, wie denen der WISMUT GmbH, eher ungünstig und weniger praktikabel und wird daher nicht praktiziert (Landgraf, Böcker und Marski 2007).

## 3.7 EINSATZ VON FORSTANBAUSYSTEMEN ENTLANG DER VORFLUTER

Den Oberflächengewässern zuströmendes Wasser, ob als Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss oder Grundwasser, fließt in der Gewässeraue vergleichsweise oberflächennah. Hier besteht die Möglichkeit, durch Gehölzbestände Einfluss auf das Wasser zu nehmen, soweit die Gehölze das Wasser mit ihren Wurzeln erreichen. Über die Verdunstung in diesen Beständen kann somit auch die Menge des zufließenden Wassers reduziert werden.

Als Ansatz zur Verbesserung der Gewässerqualität können über die Gewässerrandstreifen (§ 38 WHG) hinaus deshalb gezielt breitere Gehölzstreifen oder Feuchtgebiete angelegt werden. Deren positive Wirkung auf die Wasserqualität vor allem in Hinblick auf die aus der Landwirtschaft stammenden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie Aspekte zur effektiven Gestaltung der Randstreifen (z.B. Mander u. a. 1997; Weissteiner, Bouraoui und Aloe 2013; Chang u. a. 2010; Lowrance und Sheridan 2005; Newbold u. a. 2010; Kuglerová u. a. 2014) sind gut untersucht. Hinweise zum Einsatz von mit Wald versehenen Gewässerrandstreifen zur Reduzierung bergbaulich veränderter Wässer konnten nicht gefunden werden.

Die Gehölzbestände wirken auf unterschiedliche Weise auf das Wasser. Oftmals geht dies in der Aue mit einer Verringerung des Gefälles einher, sodass durch die Abbremsung des Wasserflusses partikuläres Material abgelagert werden kann. Durch die Verdunstung wird ein Teil des Wassers entnommen und wieder der Atmosphäre zugeführt. Durch diesen Prozess werden die Stoffkonzentrationen möglicherweise erhöht. Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor werden von Gehölzen aufgenommen und in die Biomasse eingebaut. Auch können die mikrobiologischen Prozesse im Randstreifen dazu beitragen, dass Stickstoffverbindungen umgeformt und so zurückgehalten werden.

Bei bergbaulich beeinflussten Gewässern sind es jedoch überwiegend Sulfat, Eisen und Schwermetalle, die die Gewässer belasten. Diese werden von den Gehölzen meist nicht in relevanten Mengen aufgenommen. Mit der Abbremsung des Wasserflusses können einige der Stoffe möglicherweise im Boden selbst festgelegt werden. Mit der Verdunstung des zuströmenden Wassers kann sich dessen Stoffkonzentration jedoch auch erhöhen. Die Stofffrachten in das Oberflächengewässer sind dann möglicherweise lediglich zeitlich verschoben, aber nicht unbedingt in der Summe verringert. Hierfür müsste das Wasser durch künstliche Feuchtgebiete geleitet werden, die etwa über gezielt herbeigeführte reduzierende Bedingungen eine Festlegung der Stoffe (z. B. Eisen als Eisen(di)sulfid) ermöglichen.

Als Gehölzarten für gewässerbegleitende Forstanbausysteme können die in den natürlichen Auen vorkommenden Arten verwendet werden. In den überwiegenden Fällen sind es die direkt

an die Gewässer angrenzenden Bereiche der Aue, in denen Schwarz- und Grauerle, aber auch verschiedene Weiden- und Pappelarten und Eschen je nach den Standorteigenschaften zum Einsatz kommen können.

## 3.8 KLIMAWANDEL UND BAUMARTENWAHL

Unter Berücksichtigung der im 3 Kapitel detailliert zusammengetragenen Informationen, zeigt die folgende Tabelle 6 zusammenfassend Standortansprüche von 37 verschiedenen Baumarten, die für Kippen- und Haldenstandorte, mit Blick auf das sächsische Waldentwicklungsziel, forstliche Anbauoptionen darstellen können. Mithilfe der vier betrachteten Eigenschaften (Spätfrost-Resistenz, Trockenheits-Toleranz, Nährstoffmangel-Toleranz und Kälte-Toleranz) soll das komplexe Zusammenspiel zwischen Standortansprüchen einer Baumart (Kleinklima, Witterung, bio-physiko-chemische Ausstattung des Bodens) und ihre genetisch physiologischen Möglichkeiten bzw. Grenzen gesamtheitlich betrachtet werden. Anstatt anhand von Grenzwerten einzelner Parameter wie z. B. Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration oder substratbedingtes Wasserhaltevermögen, die Überlebensfähigkeit von Baumarten fest zu machen, ist mit Tabelle 6 eine praxisbezogene Aussage möglich (Härdtle, Ewald und Hölzel 2006).

Zusätzlich ist mit der KLimaArtenMatrix (KLAM) die Verwendbarkeit von Baumarten für Waldökosysteme unter Bedingungen des Klimawandels bewertet worden (Roloff und Gillner 2009; Roloff und Grundmann 2008). Diese Daten beruhen auf bereits publizierten Analysen zu den physiologischen und ökologischen Potentialen der Arten. Für die KLAM ist ebenfalls der Ansatz über die Trockentoleranz (erster Wert) und Winterhärte (zweiter Wert; beinhaltet Frostempfindlichkeit/-härte und Spätfrostgefährdung) verfolgt worden.

So ist beispielsweise die Gemeine Kiefer, als eine der Hauptwirtschaftsbaumarten, mit einem KLAM-Wert von 1.1 nicht nur auf mäßig frischen bis mäßig trockenen bzw. trockenen bis sehr trockenen Standorten (Einstufung gemäß ökologischer Feuchtestufe) sehr geeignet. Auch zeigt sie sich im Punkt Winterhärte äußerst robust und gilt auch hier als sehr geeignet. Das zeigen auch die weiteren Tabellenspalten mit dem Höchstwert 5.

Als ein weiteres Beispiel zeichnet sich die Weiß-Tanne zwar durch eine hohe Winterhärte mit hoher Spätfrost- und Kälte-Toleranz aus, ihre Trockenheitstoleranz hingegen ist als problematisch (KLAM) bzw. niedrig (Stufe 3) einzuschätzen. Auch die Fichte ist hinsichtlich ihrer Trockentoleranz nach KLAM der Stufe drei zugeordnet. Die Weißtanne ist jedoch auf Standorten, auf denen die Fichte durch Trockenheit ausfällt, aufgrund ihrer vergleichsweise tiefreichenden Durchwurzelung durchaus eine Option, kommt für die hier betrachteten Flächen allerdings nicht in Frage. Traubeneiche, Gemeine Birke, Hainbuche oder auch Winterlinde, Mehlbeere und Feldahorn als Mischbaumarten, erscheinen für die Begrünung von Halden unter Klimawandel als eher zielführend.

Es entsteht somit eine mehrdimensionale Eignungseinschätzung der verschiedenen Baumarten. Es zeigt sich, dass die meisten der heimischen Arten unter Beachtung der geeigneten Standortswahl ein hohes Potential haben, um auch in Zukunft stabile Wälder bilden zu können (Roloff und Grundmann 2008).

**Tabelle 6: Bewertung von Standortansprüchen, Eigenschaften und klimatischer Zukunftstauglichkeit (KLAM) von 37, für die Rekultivierung von Kippen- und Haldenflächen, relevante Baumarten. Hierbei gilt für die KLAM: erste Ziffer = Trockenheitstoleranz, zweite Ziffer = Winterhärte, in der Abstufung 1 = sehr geeignet, 2 = geeignet, 3 = problematisch, 4 = sehr eingeschränkte Eignung. Für die weiteren Spalten gilt: 1 = sehr niedrig, 2 = niedrig, 3 = mittel, 4 = hoch, 5 = sehr hoch; verändert nach Roloff, A. und Gillner, S. 2009 (KLAM) und Härdtle, W. u. a. 2006. * Werte wurden anhand verschiedener Quellen eigens eruiert.**

| Hauptwirtschafts-baumarten | Einstufung nach KLAM | Spätfrost-Resistenz | Trockenheits-Toleranz | Nährstoffmangel- Toleranz | Kälte-Toleranz |
|---|---|---|---|---|---|
| **Europ. Lärche** | 2.2* | 4 | 4 | 4 | 5 |
| **Fichte** | 3.2 | 3 | 3 | 4 | 5 |
| **Gemeine Birke** | 2.1 | 5 | 4 | 5 | 5 |
| **Gemeine Esche** | 2.2 | 1 | 3 | 1 | 3 |
| **Gemeine Kiefer** | 1.1 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| **Hainbuche** | 2.1 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| **Rot-Buche** | 3.2 | 2 | 3 | 4 | 3 |
| **Schwarz-Erle** | 4.2 | 4 | 1 | 3 | 3 |
| **Silber-Weide** | 3.1 | 3 | 2 | 2 | 4 |
| **Stiel-Eiche** | 3.1 | 3 | 3 | 4 | 4 |
| **Trauben-Eiche** | 2.2 | 3 | 4 | 4 | 3 |
| **Weiß-Tanne** | 3.1* | 4 | 2 | 4 | 4 |
| **Winter-Linde** | 2.1 | 4 | 3 | 3 | 4 |
| **Zirbel-Kiefer** | 1.3* | 5 | 4 | 4 | 5 |
| **Mischbaumarten** | | | | | |
| **Aspe** | 2.1 | 5 | 3 | 5 | 5 |
| **Berg-Ahorn** | 4.1 | 4 | 2 | 2 | 4 |
| **Berg-Kiefer** | 2.1 | 5 | 4 | 5 | 5 |
| **Berg-Ulme** | 4.1 | 4 | 2 | 1 | 4 |
| **Eberesche** | 3.1 | 5 | 4 | 5 | 5 |
| **Eibe** | 2.2* | 4 | 2 | 3 | 2 |
| **Elsbeere** | 1.2 | 5 | 4 | 3 | 1 |
| **Feld-Ahorn** | 1.1 | 3 | 4 | 2 | 2 |
| **Feld-Ulme** | 2.3* | 4 | 2 | 1 | 4 |
| **Flatter-Ulme** | 2.3* | 4 | 2 | 1 | 4 |
| **Grau-Erle** | 1.1 | 5 | 2 | 4 | 4 |
| **Mehlbeere** | 1.1 | 5 | 4 | 4 | 3 |
| **Moor-Birke** | 3.1 | 5 | 2 | 5 | 5 |
| **Sal-Weide** | 2.1 | 3 | 2 | 3 | 4 |
| **Sommer-Linde** | 3.2 | 3 | 3 | 2 | 3 |
| **Speierling** | 1.2 | 5 | 4 | 1 | 1 |
| **Spitz-Ahorn** | 2.1 | 4 | 2 | 2 | 3 |
| **Wild-Apfel** | 2.3 | 3 | 3 | 2 | 3 |
| **Wild-Birne** | 2.2 | 2 | 3 | 2 | 2 |
| **Wild-Kirsche** | k.A. | 4 | 4 | 2 | 1 |
| **Flaum-Eiche** | 1.2 | 3 | 5 | 2 | 3 |
| **Rot-Eiche** | 2.2 | 2 | 5 | 4 | 2 |
| **Robinie** | 1.1 | k.A. | k.A. | k.A. | k.A. |

## 3.9 ZUSAMMENFASSUNG DES WISSENSSTANDES

Abschließend kann resümiert werden, dass sich in den letzten 30 Jahren die Forschungstätigkeit im Bereich Rekultivierung nachbergbaulicher Flächen weltweit enorm erhöht hat (Rocha Martins u. a. 2020). Die langjährigen Forschungserfahrungen im Bereich der Baumartenwahl und deren Wirkung auf die Bodenentwicklung können in Zukunft miteinander kombiniert werden. Trotz unterschiedlicher geförderter Rohstoffe weltweit und verschiedener Ausgangssituationen, wird auf Basis von Forschungsergebnissen bei der Rekultivierung bzw. der Aufforstung auf nachbergbaulichen Flächen oft auf ähnliche Weise vorgegangen. Dazu zählen vor allem die Verwendung einheimischer bzw. gebietsheimischer Pflanzen und des ursprünglichen Oberbodens. Mit der Pflanzenwahl sollen hauptsächlich eine Bodenverbesserung und die Aufnahme von und die Toleranz gegenüber toxischen Schwermetallen erreicht werden. Das Kleinklima und die Eigenschaften des Bodenmaterials bzw. des Kippsubstrats bestimmen die Wahl der Baumarten. Zudem steht die Einbindung in die umgebende Landschaft, die neuerliche Etablierung biologischer Vielfalt und die wirtschaftliche Nutzung der nachbergbaulichen Fläche im Fokus. Aufgrund der unterschiedlichen örtlichen Bedingungen sind bei gleichen Zielen individuelle Lösungen erforderlich. Die Umsetzung erfolgt entweder durch direkte Pflanzung, die Aussaat oder einer Spontanbegrünung. Untersuchungen zu Anwuchs und Entwicklung werden hauptsächlich in den ersten Jahren nach der Maßnahme durchgeführt. Wenig ist jedoch über die langfristige Etablierung bekannt (Rocha Martins u. a. 2020).

Innerhalb kurzer Zeit nach Beginn der Rekultivierung können bereits die positiven Effekte von Bäumen auf die Erhöhung der Versickerung und der Verdunstung sowie die Anreicherung von organischer Substanz und Stickstoff im Boden beobachtet werden. Der Einsatz von Bäumen zur Rekultivierung nachbergbaulicher Flächen setzt somit eine Standortsentwicklung hin zu einem selbsterhaltenden Stoff- und Wasserhaushalt in Gang.

Die oben aufgeführte Literatur hat gezeigt, welchen Fokus bei der Rekultivierung weltweit gelegt wird. Dabei wird ersichtlich, dass eine gezielte Baumartenwahl zur Minimierung der mit dem Sickerwasser ausgewaschenen Schadstoffe nicht im Zentrum der Untersuchungen stand. Ist die Reduzierung der Sickerwassermenge erforderlich, erfüllt meist eine Dichtschicht diese Aufgabe (Nicholson u. a. 1989). Nur in Klimazonen mit niedrigem Jahresniederschlag ist die Rekultivierungsschicht zum Rückhalt von Sickerwasser geeignet. Unter humiden Klimabedingungen, wie in Mitteleuropa, ist dies nicht ausreichend (Power, Ramasamy und Mkandawire 2018). Mit der folgenden Modellierung des Sickerwassers für zwei nachbergbauliche Flächen soll ein erster Versuch dahingehend gemacht werden.

# 4 ERARBEITUNG VON FORSTANBAUSYSTEMEN FÜR BERGBAUFOLGE-LANDSCHAFTEN

## 4.1 ZUSAMMENSTELLUNG DER BERGBAULICH BEEINFLUSSTEN GEBIETE

Bei der Einschätzung der bergbaulich beeinflussten Gebiete im Freistaat Sachsen spielen sowohl der aktive Bergbau, der Sanierungsbergbau als auch der Altbergbau eine Rolle. Die wichtigsten Bergbauregionen bzw. -aktivitäten sind:

- das Lausitzer Braunkohlenrevier in Ostsachsen (aktiver und Sanierungsbergbau),
- das mitteldeutsche Braunkohlenrevier in Westsachsen (aktiver und Sanierungsbergbau),
- der Erz- und Spat-Bergbau überwiegend im Erzgebirge (Altbergbau, Erkundungsphase, aktiver Bergbau),
- der Steinkohlenbergbau überwiegend im Erzgebirge (Altbergbau).

Abbildung 2 zeigt die Abbaustandorte und Halden des Steinkohlenbergbaus in Sachsen.

**Abbildung 2: Steinkohlenaltbergbau in Sachsen und Reviere mit Bergehalden an der Tagesoberfläche (nach Felix et al., 2008 in Hertwig et al., 2010, S. 105)**

Hinzu kommt der Abbau von Kiesen und Sanden sowie Geothermie, die jedoch hinsichtlich ihrer negativen Auswirkungen auf die Umwelt im Vergleich zu den o. g. nur wenig Relevanz besitzen und daher nachfolgend nicht weiter betrachtet werden.

Das Hauptproblem der genannten Bergbaureviere ist die Entstehung saurer Grubenwässer (Acid mine drainage, AMD) und den daraus resultierenden Belastungen der Grund- und Oberflächengewässer. Ursache sind belüftete Sedimente in den Kippen des Braunkohlenbergbaus bzw. Halden des Erz- und Steinkohlenbergbaus als auch von der Grundwasserabsenkung betroffene Bereiche, die im Untergrund entsprechende Gehalte an Pyrit, Markasit oder Sphalerit aufwiesen. Saure Wässer entstehen insbesondere dann, wenn sulfidhaltige Gesteine mit Sauerstoff in Kontakt kommen und Verwitterungsprozesse einsetzen. Von den Folgen sind Sicker- und Grundwässer sowie Oberflächengewässer gleichermaßen betroffen. Bei der Verwitterung des Pyrits werden sowohl Eisen als auch Sulfat und Protonen freigesetzt. Durch die sinkenden pH-Werte werden zudem sonst stabil gebundene Metallionen und Metalloide mobilisiert. Nach Becker (2003) resultiert insbesondere aus der Verwitterung der Sulfiderze, die Minerale wie Sphalerit (ZnS), Galenit (PbS) und Arsenopyrit (FeAsS) enthalten, neben Eisen und Sulfat die Freisetzung toxischer Schwermetalle wie Zink, Blei, Nickel, Cadmium, Kupfer, Uran oder Metalloiden wie Arsen. Je nach pH-Wert dominieren dabei unterschiedlich gelöste Metall(oid)spezies. Das Eisen(II), Sulfat und die (Halb-)Metallionen werden mit dem Wasserfluss transportiert (z. B. bei Grundwasserwiederanstieg in den durch Pyritverwitterung geprägten Bergbaukippen und Grundwasserabsenkungsbereichen bzw. mit dem Sickerwasser in den Halden bis ins Grundwasser) und gelangen entweder diffus über die Grundwasserpassage, mit dem Zwischenabfluss oder oberflächig gefasst (gefasste Haldenabflüsse, Sümpfungswässer) schließlich in die Oberflächengewässer. Abbildung 3 zeigt die bergbaubeeinflussten Oberflächenwasserkörper (OWK) Sachsens im Allgemeinen.

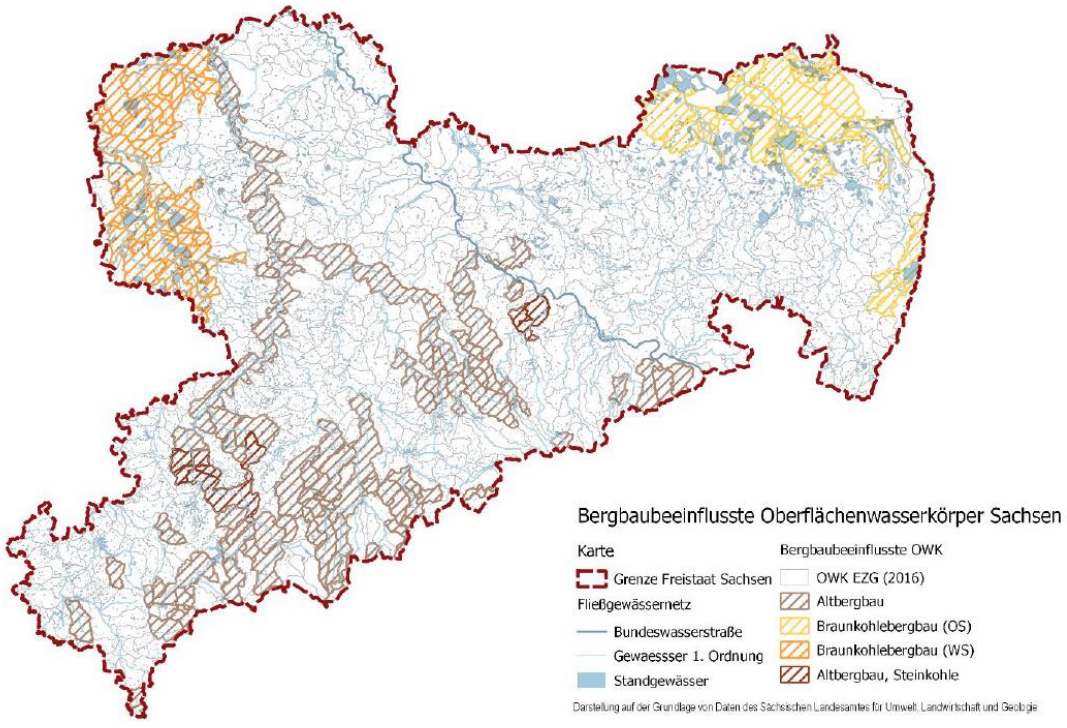



**Abbildung 3: OWK in Sachsen mit Bergbaubeeinflussung (Weber und Bilek 2018, 11)**

Aufgrund der Wechselwirkung zwischen Grund- und Oberflächenwässern sind die Bereiche der bergbaubeeinflussten Grundwasserkörper annähernd identisch mit den bergbaubeeinflussten Oberflächenwasserkörpern (siehe Schraffur in Abbildung 3). Nach Ausführungen von Weber & Bilek (2018) werden Ionenkonzentrationen insbesondere von

- Arsen,
- Cadmium,
- Blei und
- Sulfat

im Grundwasser oberhalb der Schwellenwerte gemäß der Grundwasserverordnung (GrwV) als Belastung betrachtet, die potenziell durch den Bergbau verursacht wurde oder wird. In Stollenwässern wurden zudem erhöhte Konzentrationen an Nickel, Selen und Thallium gemessen (Martin u. a. 2019). Stoffe wie Quecksilber, Stickstoffverbindungen, PSM oder organische Schadstoffe sind eher anderen Verursachern zuzuordnen. Abbildung 4 zeigt farblich hervorgehoben die sächsischen Grundwasserkörper (GWK), die aufgrund der Belastung mit Arsen, Cadmium, Sulfat und Blei einen schlechten chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 besaßen (24 der 83 GWK). In Abbildung 5 sind die GWK mit Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) dargestellt. Aus beiden Darstellungen lassen sich die vom Bergbau beeinflussten GWK sehr deutlich den drei großen Bergbauregionen zuordnen (Weber und Bilek 2018):

- Braunkohlenbergbau Westsachsen,
- Braunkohlenbergbau Ostsachsen,
- Altbergbau (Montanregion Erzgebirge, Erze und Steinkohle).

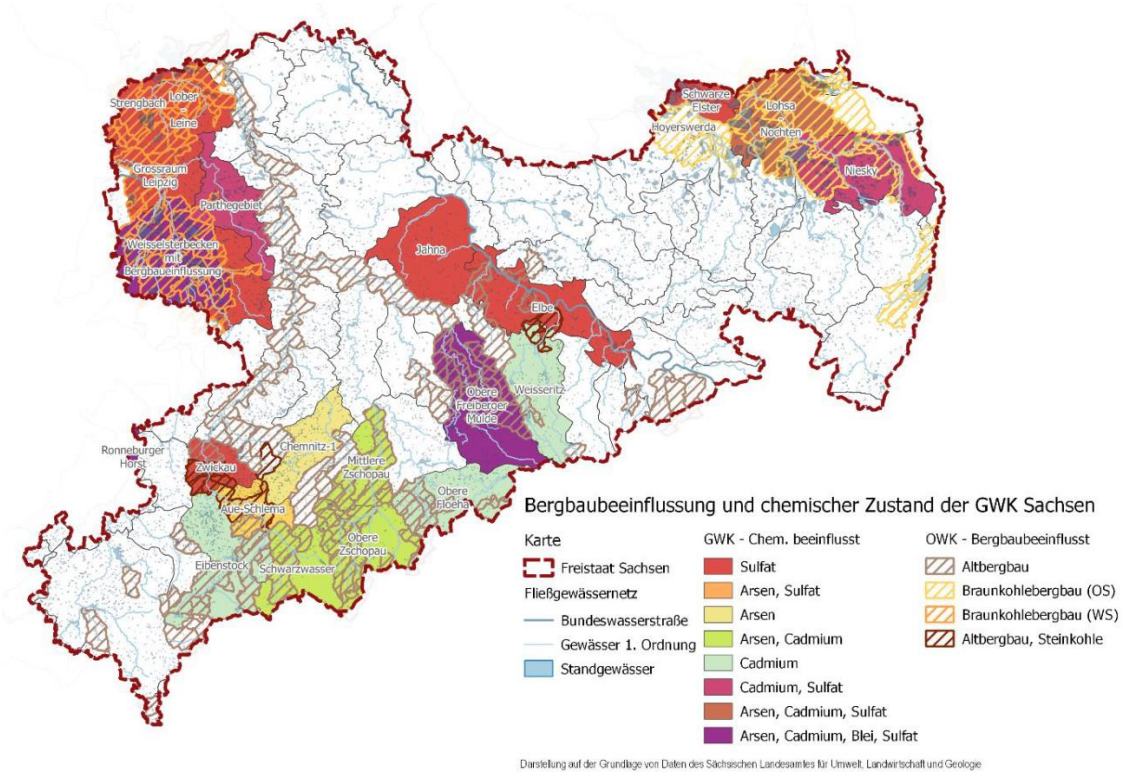



**Abbildung 4: GWK in Sachsen – schlechter chemischer Zustand nach EU-WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 durch bergbaubeeinflusste Schadstoffe Sulfat, Cadmium, Arsen, Blei. Überlagert mit der Lage bergbaubeeinflusster OWK (Weber und Bilek 2018)**

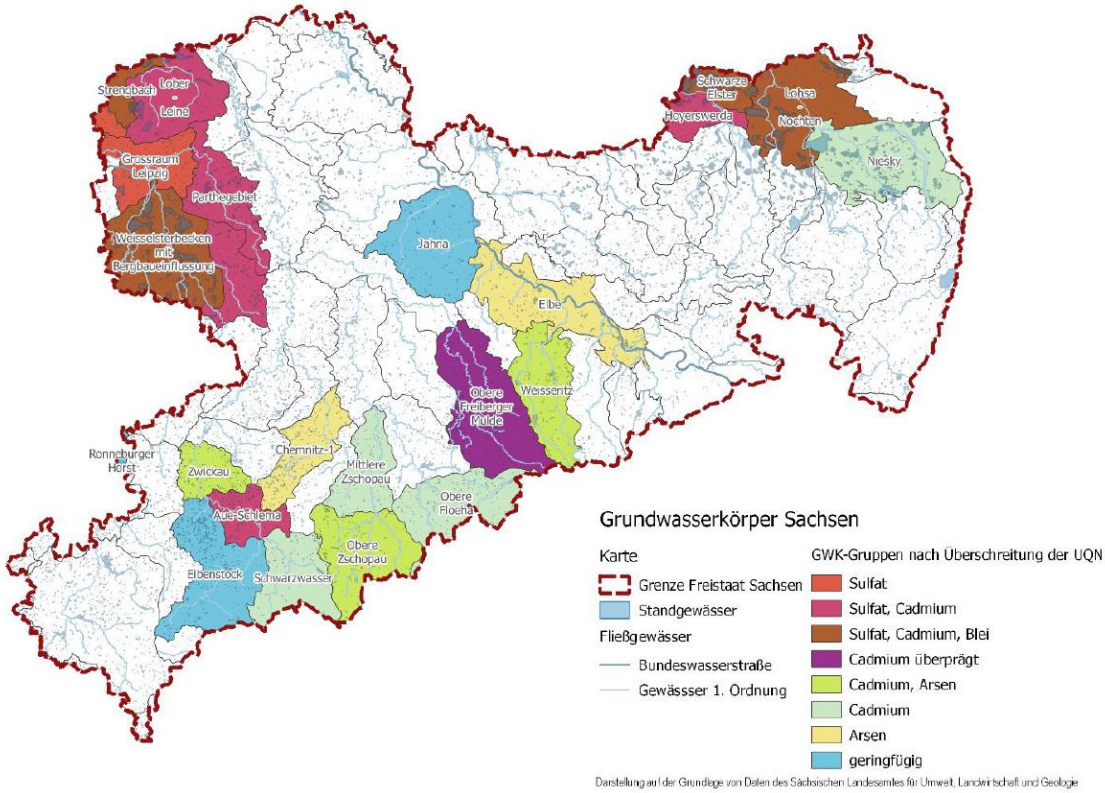



**Abbildung 5: Belastungsgruppen bergbaubeeinflusster GWK in Sachsen: Kategorisierung nach Überschreitung des Schwellenwertes der GrwV für Sulfat, Arsen, Blei, Cadmium in den langjährigen Mittelwerten (1990–2017) der GWM (Weber und Bilek 2018)**

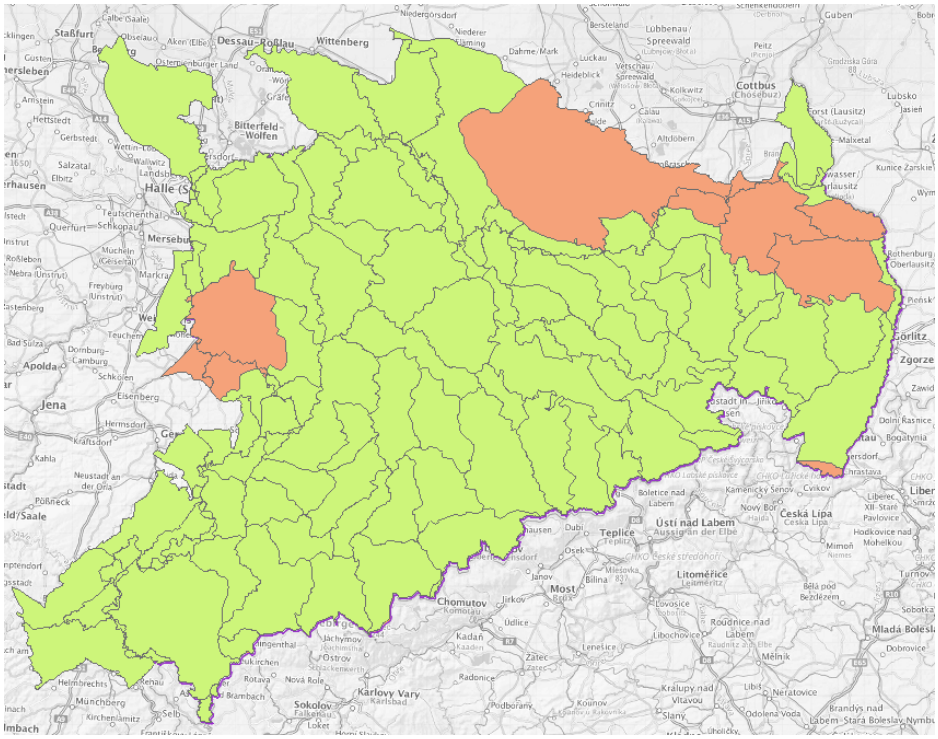



**Abbildung 6: Mengenmäßiger Zustand der sächsischen Grundwasserkörper (+ angrenzende GWK der brandenburgischen Lausitz); grün = gut, rot = schlecht (LfULG, 2015)**

In Anlage 1 sind alle GWK im schlechten chemischen Zustand, unter Angabe der bewirkenden Stoffe sowie die Zuordnung zu Bergbauregionen aufgelistet.

Ein weiteres Problem ergibt sich aus der Grundwasserabsenkung selbst, insbesondere in den beiden Braunkohlenrevieren. Das während des Abbaubetriebs über Jahrzehnte entstandene Wasserdefizit ist auch aktuell noch in weiten Bereichen vorherrschend und zeigt sich anhand niedriger Grundwasserstände bzw. hoher Flurabstände, nicht erreichter Endwasserstände der gefluteten Tagebaurestseen oder Fließgewässer temporär ohne Grundwasseranschluss (Trockenfallen während der Sommermonate). Sein Ausgleich wird durch die Klimaveränderungen z. B. in der Lausitz noch zusätzlich verzögert bzw. erschwert.

Das Wasserdefizit gemäß Bewirtschaftungsplan (Stand Oktober 2015) lässt sich am besten über die Grundwasserstände darstellen. Abbildung 6 zeigt den mengenmäßigen Zustand der sächsischen Grundwasserkörper. Mit den roten Bereichen (GWK mit Wasserdefizit) treten die beiden Braunkohlenreviere deutlich hervor.

## 4.2 EXEMPLARISCHE STECKBRIEFE FÜR ZWEI STANDORTE IN SÄCHSISCHEN BERGBAUREGIONEN

### 4.2.1 VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE IM LUGAU-OELSNITZER STEINKOHLENREVIER

#### 4.2.1.1 GEOGRAFISCHE LAGE, SUBSTRATBESCHAFFENHEIT UND SICKER- SOWIE GRUNDWASSERQUALITÄT DER VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

Das Lugau - Oelsnitzer Steinkohlenrevier (als ein Teil des Zwickau – Lugau – Oelsnitzer Steinkohlereviers) befindet sich im westlichen Teil des Erzgebirgischen Beckens (Abbildung 7 und Abbildung 8). Es erstreckt sich auf einer Fläche von etwa 25 km² über die Städte Lugau, Oelsnitz/Erzgeb. sowie die Gemeinden Niederwürschnitz, Hohndorf (beide Erzgebirgskreis) und Gersdorf (Landkreis Zwickau) mit Höhenlagen zwischen 300 – 400 m NHN (Abbildung 8).

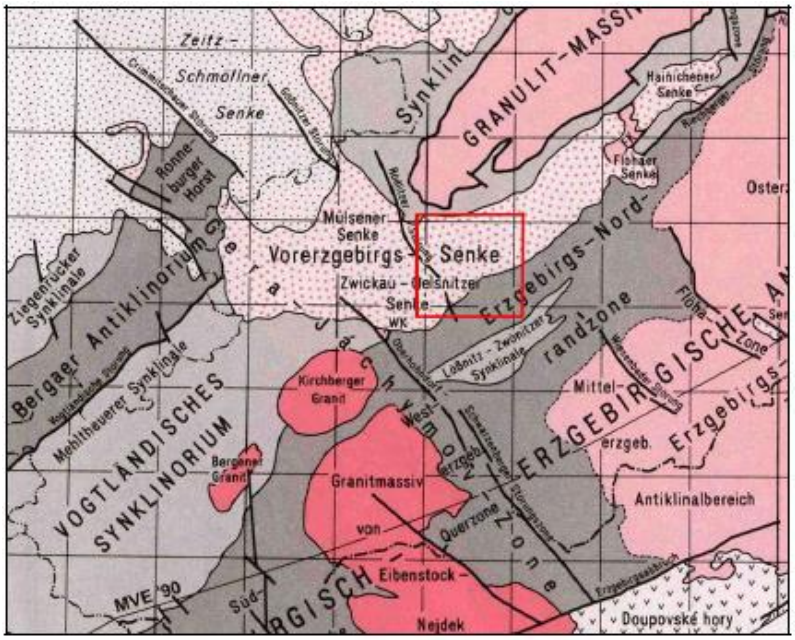



**Abbildung 7: Regionalgeologische Übersicht im Raum Oelsnitz (Berger u. a. 2010, 15). Auszug aus der geologischen Übersichtskarte des Freistaates Sachsen 1:400.000, 1995, rot umrandet Blatt Stollberg/ Erzgebirge.**

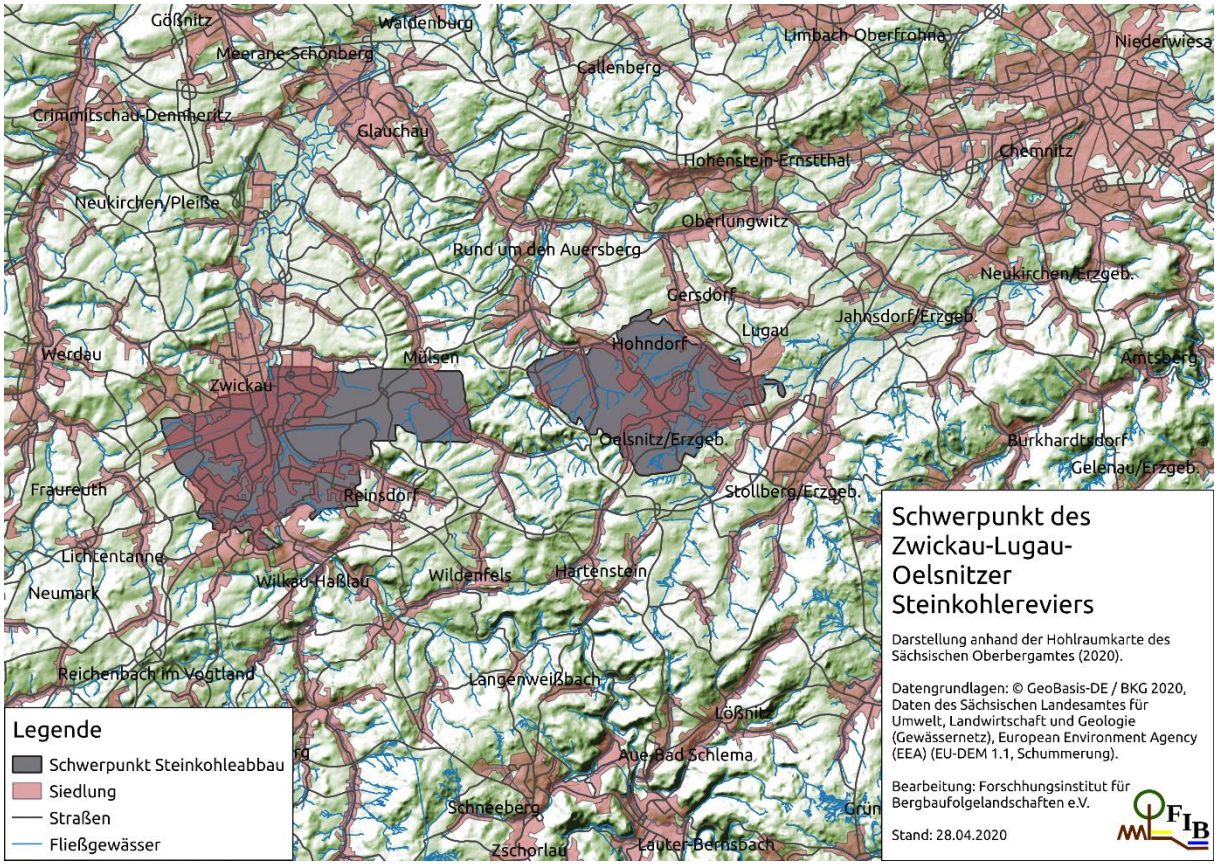



**Abbildung 8: Lage des Zwickau – Lugau – Oelsnitzer Steinkohlereviers**

Die limnischen Steinkohlenlagerstätten des Zwickau – Lugau – Oelsnitzer Steinkohlereviers bildeten sich im Siles/Oberkarbon (Abschnitt Westfal D) in einem Becken am Rand des variszischen Orogens (Wünsche 1963). Die Schichten des Oberkarbons mit den 12 abbauwürdigen Steinkohlenflözen (ca. bis 300 m mächtig; limnisch; Schiefertone, Sandsteine, Konglomerate) überlagern diskordant paläozoische Phyllite des Erzgebirges (Wünsche 1963). Darüber lagern die Gesteine des (Berger u. a. 2010; Wünsche 1963):

- Rotliegenden (bis zu 1000 m mächtig, terrestrisch, Wechsel von Molassesedimenten eines mäandrierenden Flusssystems und Gesteinen vulkanischer Aktivität): Konglomerate (z. B. „Graues Konglomerat"), Schluff- und Tonsteinabfolgen lokal schwach palustrin („Wildes Kohlengebirge"), geringmächtige lakustrine Karbonate, basisch – intermediäre Vulkanite als Tuffe oder in pyroklastischen Horizonten (Taupadel-Tuff, Grüna-Tuff, Planitz-Melaphyr, Rochlitz-Ignimbrite, …), Arkosensandsteine und Schieferletten mit lokalen Einschaltungen von Tuff und Tuffit, Pyroklastite, Karbonate (Reinsdorf-Karbonathorizont), Fanglomerate (gradiert, zyklisch gestapelt) mit Einschaltungen von Sand- und Schluffstein
- Tertiär (T): bis 8 m geringmächtige Schichtenfolgen aus Kiesen und Sanden, untergeordnet Tone
- Quartär (Qu): pleistozäne Terrassen im Tal der Zwickauer Mulde und den Nebenbächen der Lungwitz und lößlehmartige Gehängelehme (2 – 3 m mächtig) sowie holozäne Auenlehme an den Fluss- und Bachläufen.

Die heute weitestgehend erschöpften Lagerstätten des Reviers hinterließen Haldenaufschüttungen der zwischen- bzw. überlagernden Schichten versetzt mit Industrieabfällen. Sie bestehen lt. Wünsche (1963) grob geschätzt zu:

- etwa 70 % aus karbonischen Schiefertonen (häufig in geschlossenen größeren Flächen),
- etwa 13 % aus Kohlenschlamm (großflächig auf Haldenkronen, nester- und streifenweise an den Mantelflächen),
- etwa 12 % aus Kesselschlacke, Kesselasche (nur vereinzelt größere Mengen, örtlich als Beimischung zw. rotgebrannten Schiefertonen) und Flugasche (kleinere geschlossenen Flächen),
- etwa 4 % aus Lehm (größtenteils lößlehmartiger Gehängelehm aus den umliegenden Ziegeleigruben; kleinere geschlossenen Flächen),
- etwa 1 % aus sonstigem Material (karbonische Sandsteine, Konglomerate, Rotliegendes).

Das Haldenmaterial des Zwickau – Lugau – Oelsnitzer Steinkohlereviers unterscheidet sich damit nicht nur deutlich von den gewachsenen Böden der Region, sondern auch sehr stark von den Halden des Braunkohlentagebaus, wo tertiäre und quartäre Lockermassen verkippt wurden.

Die Form der älteren Halden ist meist einem Tafelberg ähnlich, da das Material mit Kipploren auf die Halde gebracht wurde (Wünsche 1963). Dadurch blieben die Halden relativ niedrig (durchschnittlich 18 - 21 m), bedurften jedoch einer größeren Flächeninanspruchnahme (Wünsche 1963). An allen Halden des Reviers wird ein beträchtlicher Teil der Haldenoberfläche von den Haldenflanken eingenommen (Wünsche 1963). Die Haldenflanken weisen lt. Wünsche (1963) einen Schüttungswinkel von 35 ° auf. Sie wurden untertrassiert geschüttet und waren somit stark der Erosion ausgesetzt. Aufgrund ihrer exponierten Lage besteht eine beachtliche Windeinwirkung (bei fehlender Begrünung Ausblasung feiner Teilchen des Schüttungsmaterials) und die Sonneneinstrahlung wirkt an ihren sonnseitigen Hanglagen sehr intensiv (Wünsche 1963).

Die Halden des Lugau–Oelsnitzer Raums befinden sich vorwiegend an der Peripherie der Ortschaften. Nach Hertwig et al. (2010) bestehen im Gebiet 21 Halden mit einer Auflagefläche von mehr als 100 ha.

Die Vertrauen-Schacht-Halde (Ident-Nr. Haldendatenbank: 210, rot gekennzeichnet in Abbildung 9) wurde in der Zeit zwischen 1856 – 1936 westlich der Ortschaft Lugau zu einer Flächengröße von 6,5 ha (Hertwig u. a. 2010; Wünsche 1963) aufgeschüttet.

**Abbildung 9: Lage der Vertrauen-Schacht-Halde (Lugau/Erzgebirge)**

Sie besteht überwiegend aus Schluff- und Tongesteinen, aber auch Phylliten und Rotliegendem (Abbildung 10). Außerdem kommen Feuerungsaschen und -schlacken, Kohle- und Aufbereitungsschlämme sowie anthropogene Abfallstoffe vor. Das Substrat weist vor allem Grus und Steine (55 - 65 %) auf, der Feinboden besteht v. a. aus Sand, aber auch aus Schluffen und Tonen.

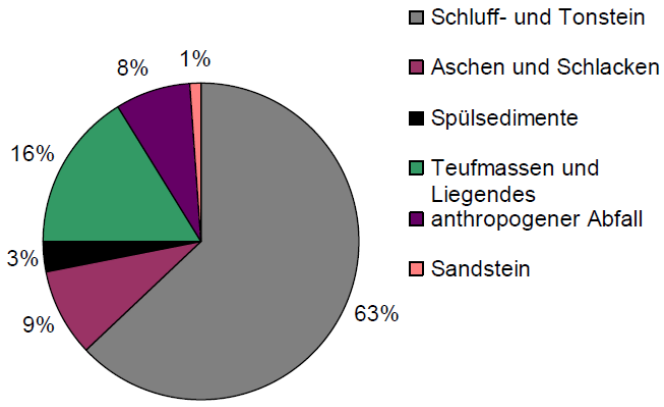
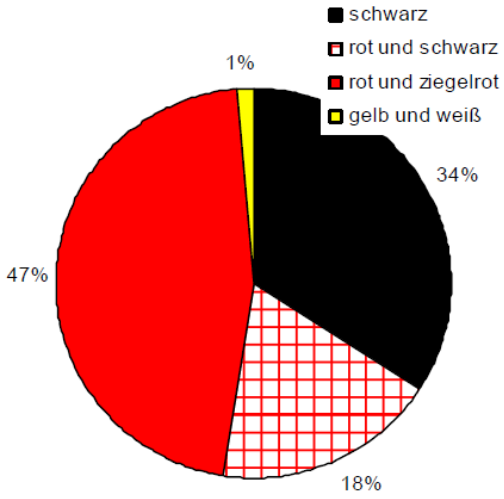



**Abbildung 10: Substratzusammensetzung der Vertrauen-Schacht-Halde (Hertwig u. a. 2010, 109)**

Aus dieser Zusammensetzung ergeben sich z. T. hohe Kohle- und Sulfidgehalte. Da die Sulfide bei Luftzutritt exothermen Oxidationsreaktionen unterliegen, führte dies lt. Hertwig et al. (2010) häufig zur Selbstentzündung der Halden und zu einem „vor sich hin-Schwelen" teilweise über Jahrzehnte.

Die Brände waren entsprechend der Auswertungen (Hertwig u. a. 2010) bis 2010 weitestgehend abgeklungen, setzen sich auf einigen Halden jedoch bis heute fort (z. B. Deutschland-Schacht-I-Halde). Obwohl im Umfeld der Vertrauen-Schacht-Halde 2010 keine aktuellen Haldenbrände registriert wurden, lagen nach Angaben von Hertwig et al. (2010) die Temperaturen im Haldeninneren mit Werten zwischen 14 - 16 °C (grundwassererfüllter Bereich: ≈ 12,8 °C) noch deutlich über den Normalwerten um 10 °C. In Abbildung 11 sind die in der Vertrauen-Schacht-Halde abgelaufenen Haldenbrände anhand der Farben des untersuchten Materials abgeschätzt worden.




schwarz: kohlehaltiges, nur wenig verwittertes Material, nicht gebrannt
schwarz/rot gefärbt: Mischung aus gebranntem und ungebranntem Material
gelb, weiß: gebranntes, stark kalkhaltiges Material
rot, ziegelrot: durchgebranntes Material; thermische Umsetzung des Kohlematerials bspw. zu Hämatit (Rotfärbung), Oxidationsgrad > 90 %

**Abbildung 11: Farben der Haldenmaterialien der Vertrauen-Schacht-Halde mit Deutung der abgelaufenen Haldenbrände entsprechend Legende rechts (Hertwig u. a. 2010, 109).**

Während des Haldenbrandprozesses erfolgt nach Hertwig et al. (2010) eine Oxidation der in der Kohle vorliegenden Sulfide in Sulfate. Die Sulfate und die bei der Oxidation aus den Sulfiden freigesetzten (Schwer)Metalle unterliegen einer leichteren Auslaugung als die Sulfide in den ungebrannten Haldenbereichen und sind damit Voraussetzung zur rezenten Bildung hoher Sulfat- und Schwermetallfrachten im Grund- und Sickerwasser (Tabelle 7, Tabelle 8). Die ungebrannten Haldenbereiche in der Vertrauen-Schacht-Halde (schwarz in Abbildung 11) weisen andererseits wegen ihrer hohen Disulfidschwefelgehalte (0,8 – 2,3 %) ein sehr hohes Versauerungspotential auf (Hertwig u. a. 2010).

Hertwig et al. (2010) unterteilten die Vertrauen-Schacht-Halde entsprechend ihrer Erkundungsergebnisse in zwei größere Einheiten (Abbildung 12 und Abbildung 13). Im Norden befindet sich die Althalde, die vollständig aus gebranntem Grobbergematerial aufgebaut ist, wobei häufig Feuerungsaschen und -schlacken auftreten (rosa in Abbildung 12), rotschwarz gemischte Substrate sind hingegen sehr selten (Hertwig u. a. 2010). Im größeren Hauptteil der Halde kommen flächig bindige Abdeckschichten (blau in Abbildung 12 und Abbildung 13; Mischung aus roten und grauen / schwarzen Grobbergematerialien) auf roten und schwarzen Bergematerialien (rot schraffiert in Abbildung 12, Abbildung 13) vor (Hertwig u. a. 2010).

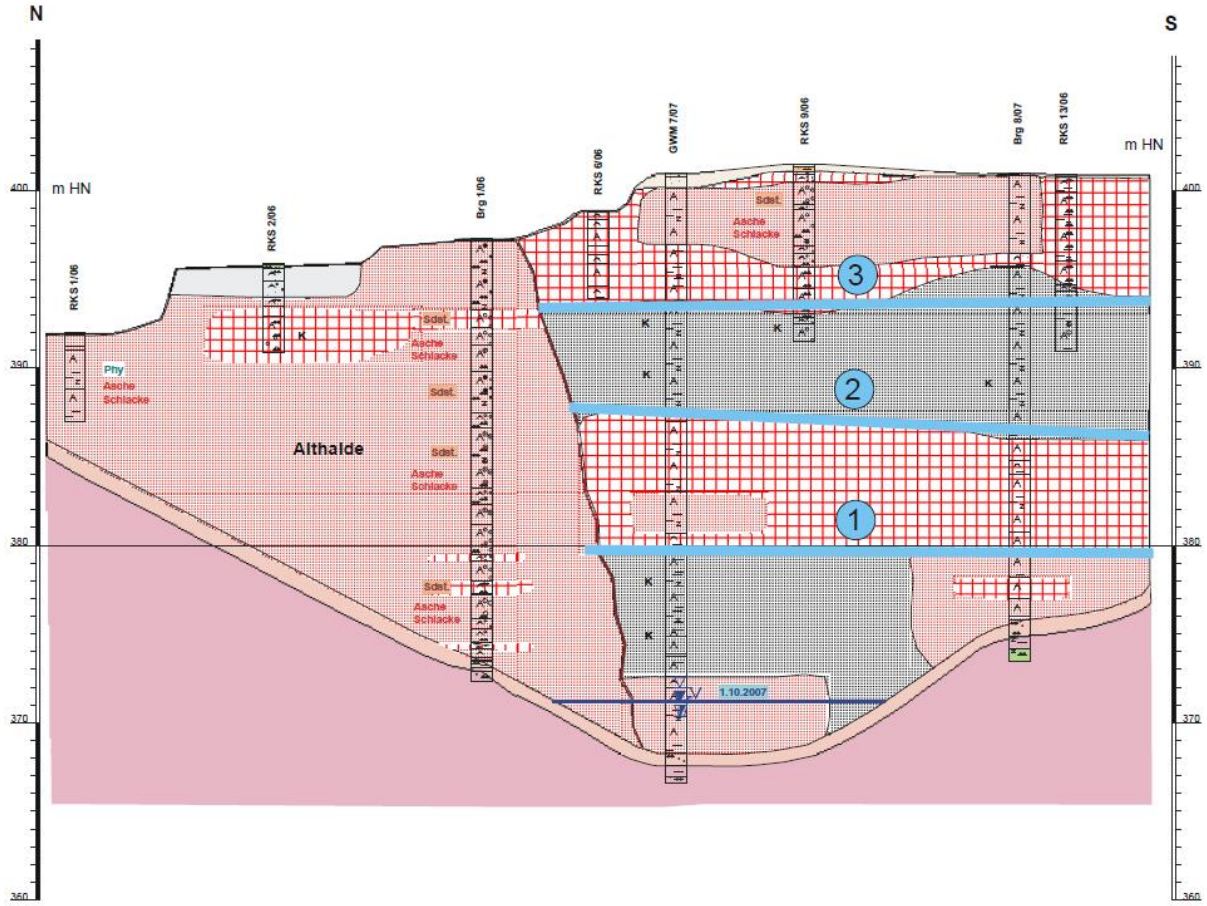



**Abbildung 12: N-S-Längsschnitt der Vertrauen-Schacht-Halde als Querschnitt mit Schüttungsniveaus und Bohrungen/GWM . Überhöhung 1:5 (Hertwig u. a. 2010, 109)**

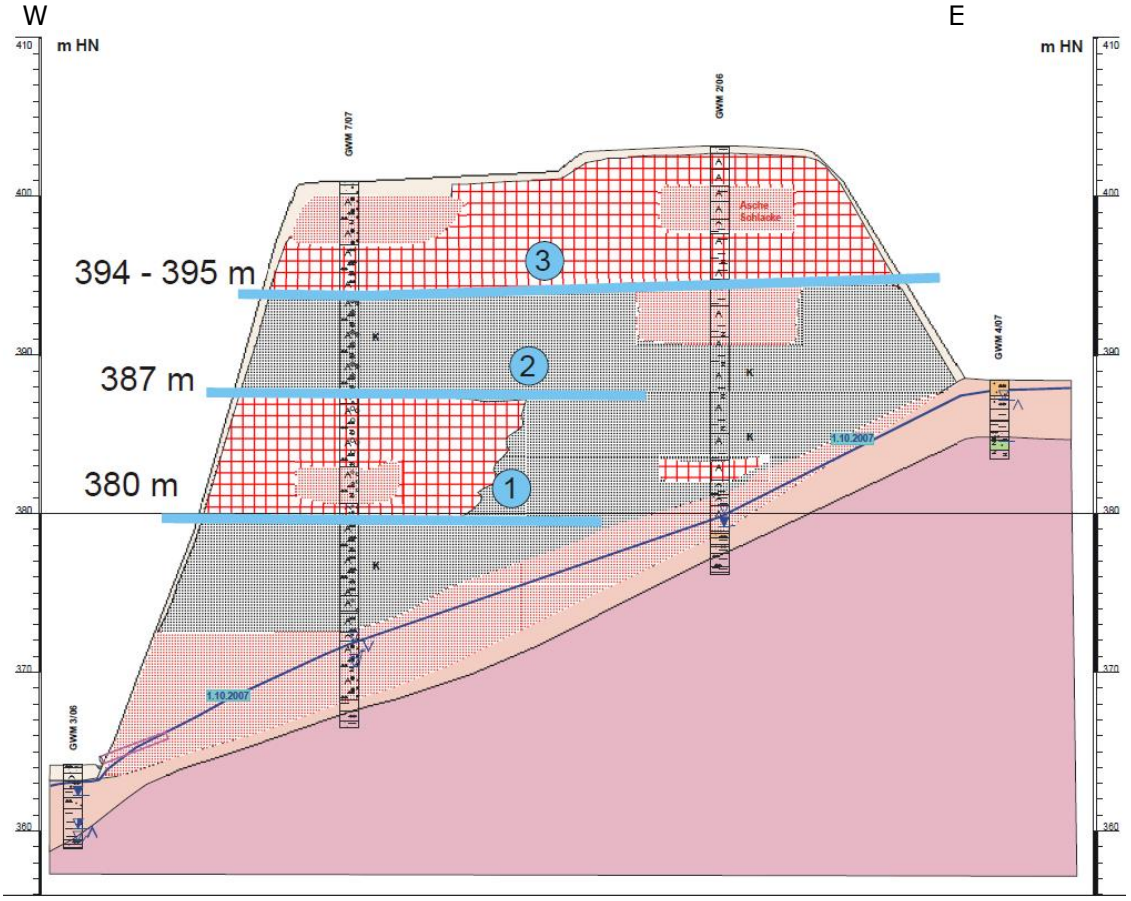



**Abbildung 13: W-E-Querschnitt der Vertrauen-Schacht-Halde mit Schüttungsniveaus und GWM. Überhöhung 1:5 (Hertwig u. a. 2010, 109)**

**Tabelle 7: Feststoffgehalte (arithmetische Mittelwerte) in den Haldensubstraten bzw. dem Liegenden (Hertwig u. a. 2010, 111)**

| | N | TR | As | Pb | Cd | Cr | Cu | Ni | Mo | Hg | Zn | GV |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [%] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [%] |
| Grobberge | 110 | 88,3 | 249,9 | 892,5 | 7,27 | 46,2 | 66,0 | 64,2 | 6,17 | 2,32 | 1097 | 14,6 |
| Grobberge, K=3 | 28 | 89,1 | 253,5 | 1163,2 | 13,20 | 36,4 | 74,9 | 53,1 | 6,29 | 4,13 | 1600 | 31,7 |
| Phyllit | 4 | 91,5 | 71,3 | 252,5 | 1,53 | 35,3 | 53,5 | 42,8 | 2,05 | 1,63 | 225 | 12,3 |
| Spülberge | 4 | 75,5 | 44,3 | 222,5 | 4,58 | 27,5 | 79,8 | 51,0 | 3,95 | 1,08 | 750 | 23,6 |
| Asche/ Schlacke | 15 | 86,0 | 191,3 | 769,5 | 4,17 | 49,4 | 87,3 | 77,3 | 8,51 | 5,23 | 564 | 15,2 |
| Müll | 4 | 64,6 | 49,0 | 279,0 | 1,77 | 34,3 | 53,3 | 36,8 | 2,38 | 1,66 | 475 | 18,5 |
| Ober-ste Proben | 22 | 83,6 | 120,0 | 437,0 | 2,71 | 38,6 | 62,0 | 46,9 | 5,12 | 5,67 | 431 | 18,1 |
| Auensedi-ment | 4 | 80,7 | 35,5 | 61,5 | 0,91 | 37,0 | 19,0 | 33,8 | 0,84 | 0,18 | 195 | 6,5 |
| Hang-schutt | 3 | 88,3 | 21,7 | 32,3 | 1,95 | 31,7 | 14,7 | 36,7 | 0,40 | 0,05 | 339 | 3,8 |
| Rotliegen-des | 15 | 89,5 | 29,3 | 31,1 | 0,93 | 35,3 | 18,7 | 39,3 | 0,50 | 0,10 | 172 | 3,7 |
| schwarz | 18 | 88,5 | 233,5 | 998,1 | 12,24 | 37,0 | 74,9 | 50,5 | 6,19 | 2,88 | 1435 | 27,2 |
| rot/schwarz | 35 | 87,8 | 236,8 | 919,3 | 7,45 | 41,1 | 69,6 | 58,3 | 6,19 | 3,55 | 1005 | 21,1 |
| rot | 55 | 88,4 | 271,0 | 870,0 | 5,76 | 52,8 | 61,8 | 73,2 | 6,29 | 1,43 | 1077 | 6,7 |
| weiß/gelb | 1 | 92,5 | 45,0 | 120,0 | 1,60 | 41,0 | 38,0 | 45,0 | 3,20 | 0,03 | 210 | 1,9 |
| PW Boden | | | 125,0 | 1000,0 | 50,00 | 1000,0 | | 350,0 | | 50,00 | | |

PW Direktpfad Boden: Mensch, Flächennutzung als Park- und Freizeitanlage, nach BBodSchV und LfUG 11/2008

**Tabelle 8: Eluatgehalte (Medianwerte M der Spurenelemente sowie arithmetische Mittel von pH-Wert, Leitfähigkeit und ausgewählten Makrokomponenten) in den Haldensubstraten bzw. dem Liegenden (Hertwig u. a. 2010, 112)**

| | n | pH | LF | Cl | $SO_4$ | Ca | As | Pb | Cd | Ni | Zn |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | [µS/cm] | [mg/L] | [mg/L] | [mg/L] | [µg/L] M | [µg/L] M | [µg/L] M | [µg/L] M | [µg/L] M |
| Grobberge | 110 | 5,8 | 799 | 4,1 | 475,0 | 114,2 | 1,0 | 1,0 | 15,0 | 10 | 552 |
| Grobberge, K=3 | 28 | 5,3 | 995 | 6,75 | 586,7 | 150,1 | 3,0 | 18,0 | 32,0 | 140 | 2265 |
| Phyllit | 4 | 7,1 | 101 | 3,0 | 14,3 | 8,7 | 3,0 | 0,5 | 0,5 | 5 | 26 |
| Spülberge | 4 | 6,9 | 108 | 3,3 | 15,5 | 7,7 | 4,0 | 0,5 | 0,5 | 5 | 50 |
| Asche/ Schlacke | 15 | 6,0 | 470 | 4,1 | 246,9 | 70,6 | 0,5 | 1,0 | 3,0 | 10 | 140 |
| Müll | 4 | 7,1 | 1590 | 25,0 | 542,5 | 118,3 | 3,0 | 1,8 | 2,5 | 30 | 165 |
| Auensediment | 4 | 6,5 | 217 | 3,4 | 83,0 | 8,3 | 0,8 | 1,3 | 7,0 | 27,5 | 513 |
| Hangschutt | 3 | 5,7 | 296 | 1,3 | 140,3 | 6,3 | 0,5 | 0,5 | 24,0 | 70 | 2890 |
| Rotliegendes | 15 | 6,8 | 157 | 2,4 | 58,4 | 5,3 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 5 | 68 |
| schwarz | 18 | 5,7 | 740 | 4,4 | 445,0 | 120,0 | 1,5 | 9,0 | 21,5 | 30 | 1650 |
| rot/ schwarz | 35 | 5,4 | 854 | 5,9 | 289,0 | 69,2 | 2,0 | 4,0 | 16,0 | 50 | 889 |
| rot/ schwarz | 55 | 6,0 | 806 | 2,9 | 220,0 | 70,0 | 0,5 | 0,5 | 8,0 | 5 | 483 |
| weiß/ gelb | 1 | 6,4 | 170 | 3,0 | 60,0 | 13,0 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 5 | 76 |

Nach Hertwig et al. (2010) ergeben sich für den direkten Wirkungspfad Boden-Mensch Überschreitungen der Prüfwerte für As, Pb und Cd bei Nutzung als Park- und Freizeitfläche (gemäß BBodSchG und BBodSchV). In Abhängigkeit von der Nutzungsart kann eine Gefährdung gegeben sein (Einzelfallprüfung). Kritisch ist nach derzeitigem Kenntnisstand vor allem die kleingärtnerische Nutzung der Halden (Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze-Mensch) zu bewerten.

Die Haldensickerwässer weisen lt. den Untersuchungen von Hertwig et al. (2010) niedrige pH-Werte auf (SWH10/SWH10a in Tabelle 8) und werden aufgrund ihrer hohen Magnesium- (Halde: 1.710 mg/l; SW-Haldenfuß: 664 mg/l) und Sulfatkonzentrationen (Halde: 8.538 mg/l; SW-Haldenfuß: 2.845 mg/l) als Mg-$SO_4$-Wässer charakterisiert.

Auf der Vertrauen-Schacht-Halde wurden sechs Grundwassermessstellen (GWM) in den verschiedenen Haldenbereichen installiert. Die oberstromigen Messstellen präsentieren unbelastetes Grundwasser (GWM4, GWM5 in Tabelle 9). Im Vergleich dazu sind die Grundwässer in der Halde, unterhalb der Halde sowie im Abstrom der Halde deutlich sickerwasserbeeinflusst (Tabelle 9). Ihre Wässer sind bis zu 30fach höher mineralisiert als das unbelastete Grundwasser (Sickerwasser: ≈ 70mal höhere Mineralisation; Hertwig et al., 2010). Besonders problematisch bezogen auf Grund- und Oberflächenwasser sind die Gehalte der Schwermetalle Cd, Ni und Zn (Tabelle 10). Berechnungen ergaben einen jährlichen Austrag von 6 t Zn und 33 kg Cd aus dem Haldenkörper in das Grund-/Oberflächenwasser (Hertwig u. a. 2010).

Die Vertrauen-Schacht-Halde liegt auf dem Grundwasserkörper (GWK) Lungwitzbach, DESN-ZM 2-2 (BWP 2015). Als Belastungen werden sowohl landwirtschaftliche Quellen (Nährstoffbelastung) als auch die diffusen Quellen der bergbaulichen Hinterlassenschaften (Schadstoffbelastung) aufgeführt. Dennoch wird der Zustand des GWK hinsichtlich Menge und chemischer Güte als gut eingestuft.

**Tabelle 9: Vor-Ort- und im Labor bestimmte (pH, LF) Parameter in den Grund- und Haldensickerwässern der Vertrauen-Schacht-Halde, arithmetische Mittelwerte (Hertwig u. a. 2010, 117).**

| Bezeichnung | n | Temp. | $pH_{VO}$ | pH | $LF_{VO}$ | LF | $O_{2\,VO}$ | $Re\text{-}dOx_{VO}$ | Lage zur Halde |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [°C] | | | [µS/cm] | [µS/cm] | [mg/L] | [mV] | |
| GWM4 | 1 | 9,3 | 5,7 | 5,8 | 293 | 299 | 5,5 | 477 | oberstromig |
| GWM5 | 1 | 8,0 | 6,3 | 6,2 | 239 | 295 | 8,3 | 458 | oberstromig |
| GWM2 | 2 | 15,3 | 4,5 | 4,7 | 843 | 930 | 4,7 | 519 | in der Halde |
| GWM7 | 1 | 17,7 | 4,0 | 4,0 | 3960 | 4060 | 1,7 | 631 | in der Halde |
| GWM3 | 2 | 12,6 | 5,1 | 5,1 | 4415 | 4590 | 4,3 | 542 | unterstromig |
| SWH10 | 12 | 14,8 | 3,7 | 3,7 | 9613 | 10054 | 4,1 | 616 | Westfuß |
| SWH10a | 11 | 11,7 | 4,8 | 4,7 | 4303 | 4381 | 2,6 | 432 | Südwestfuß |
| GWM6 | 1 | 8,3 | 4,3 | 4,3 | 5090 | 5320 | 7,4 | 609 | westlich seitlich |

Sehr niedrige bzw. sehr hohe Werte farblich untersetzt; Sickerwassermessstellen violett umrahmt.

**Tabelle 10: Spurenelemente in den Grund- und Haldensickerwässern der Vertrauen-Schacht-Halde, arithmetische Mittelwerte (Hertwig u. a. 2010, 118).**

| Bezeichnung | n | As | Pb | Cd | Cr | Cu | Ni | Zn | AOX |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] | [µg/L] |
| GWM4 | 1 | 1,5 | 1,0 | 1,7 | 1,0 | 15 | 88 | 250 | 16 |
| GWM5 | 1 | 0,5 | 1,0 | 0,6 | 1,0 | 23 | 19 | 88 | 24 |
| GWM2 | 2 | 11,1 | 18,4 | 124,5 | 22,0 | 52 | 390 | 20500 | 11 |
| GWM7 | 1 | 1,6 | 1,0 | 1100,0 | 13,0 | 190 | 3200 | 170000 | 11 |
| GWM3 | 2 | 3,6 | 5,1 | 490,0 | 5,2 | 68 | 1700 | 84000 | 33 |
| SWH10 | 12 | 0,6 | 1,0 | 1950,0 | 5,9 | 118 | 7358 | 336667 | 29 |
| SWH10a | 11 | 7,5 | 19,0 | 80,8 | 2,5 | 49 | 1615 | 40727 | 51 |
| GWM6 | 1 | 0,5 | 1,0 | 260,0 | 3,1 | 63 | 1700 | 37000 | 33 |
| PW SiWa | 1 | 10,0 | 25,0 | 5,0 | 50,0 | 50 | 50 | 500 | |
| GFS | | 10,0 | 7,0 | 0,5 | 7,0 | 14 | 14 | 580 | |
| B GW | | 10,0 | 10,0 | 5,0 | 50,0 | 50 | 20 | 500 | |
| D GW | | 60,0 | 50,0 | 20,0 | 250,0 | 250 | 100 | 3500 | |

| | |
|---|---|
| PW SiWa | Prüfwert für Schadstoffgehalte im Sickerwasser nach LfUG 6/2002 (BbodSchV) |
| GFS | Geringfügigkeitsschwellen für Schadstoffgehalte im Grundwasser nach LAWA 12/2004 |
| B GW | Besorgniswerte für Grundwasser – Mensch, LfUG |
| D GW | Dringlichkeitswerte für Grundwasser, Wirkungspfade Boden – Grundwasser – Mensch, LfUG |

Sickerwassermessstellen violett umrahmt, Überschreitungen der Dringlichkeitswerte braun hinterlegt.

#### 4.2.1.2 AKTUELLE WALDBESTANDSSITUATION AUF DER VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

Die natürliche Waldgesellschaft der Region wird vom Übergang von Stieleichen-Birken-Linden-Mischwäldern zum ostherzynischen Bergmischwald charakterisiert (Schultze 1955). Eine wald- und vegetationskundliche Untersuchung von 2007 erbrachte auf der Vertrauen-Schacht-Halde 22 Baum-, 13 Strauch-, 88 krautige Pflanzenarten und 7 verschiedene Moose (Neef 2010). 85 % der vorhandenen Baumarten sind demnach Birken und 5 % Stiel-Eichen. Die Naturverjüngung, die sich unter dem Oberstand von selbst eingefunden hat, wird als von Berg-Ahorn (23 %), Gemeiner Esche (18 %) und Vogelkirsche (18 %) sowie Stiel-Eiche (15 %) dominiert angegeben. Es kommen weiterhin vor: Rot-Eiche (7%), Eberesche (5 %), Hainbuche (4 %) und Spitz-Ahorn (3 %). Die Verjüngungsdichte wird mit N = 2420/ha bezif-

fert. Nadelgehölze fehlten völlig. Dies deutet auf einen Trend hin zu einem Eichen-Hainbuchen-Wald mit hohem Edellaubbaumanteil. Bereits Wünsche (1963) stellte fest, dass auf den Steinkohle-Halden von der Naturverjüngung Stiel-Eichen häufiger auf Lehmüberzug und eher auf rotem als auf grauem Schieferton vorkommt. Gleichzeitig bewirke das Vorhandensein von Lehmüberzug den Rückgang des Birkenanteils zugunsten von Stiel-Eichen, die hier zudem gegenüber der Trauben-Eiche dominiere.

Als forstliche Standortsformen wurden kartiert:

- M1 (mäßig nährstoffhaltig, frisch): 28 % der Fläche,
- M2 (mäßig nährstoffhaltig, mittelfrisch): 50 % der Fläche,
- M3 (mäßig nährstoffhaltig, trocken): 22 % der Fläche.

Es handelt sich somit um eine wärmebegünstigte Waldgesellschaft des Tief- und Hügellands mit besser nährstoffversorgten Böden. Zum Erreichen stabiler und standortangepasster Bestände empfahl Wünsche (1963) aus waldbaulicher Sicht deshalb die Verwendung von Eichen- und Edellaubbaumarten. Seine Kartierung dokumentiert jedoch zunächst das Vorkommen von Birkenvorwäldern unterschiedlicher Ausprägung und Vorwaldgebüschen mit Holunder und Salweide (Abbildung 14).

Die forstliche Nutzbarkeit ist nach Neef (2010) uneingeschränkt auf über 78 % der Fläche gegeben, auf 3 % der Fläche kommt eine geschützte Pflanzen-Art vor (Breitblättrige Stendelwurz, *Epipactis helleborine*). 19 % sind durch die Hanglagen nur erschwert forstlich nutzbar. Die Hang-Expositionen sind: NW, NO, SO, SW. Laut Wünsche (1963) hat sich der Neigungswinkel auf einen natürlichen Schüttungswinkel von etwa 35° eingestellt.

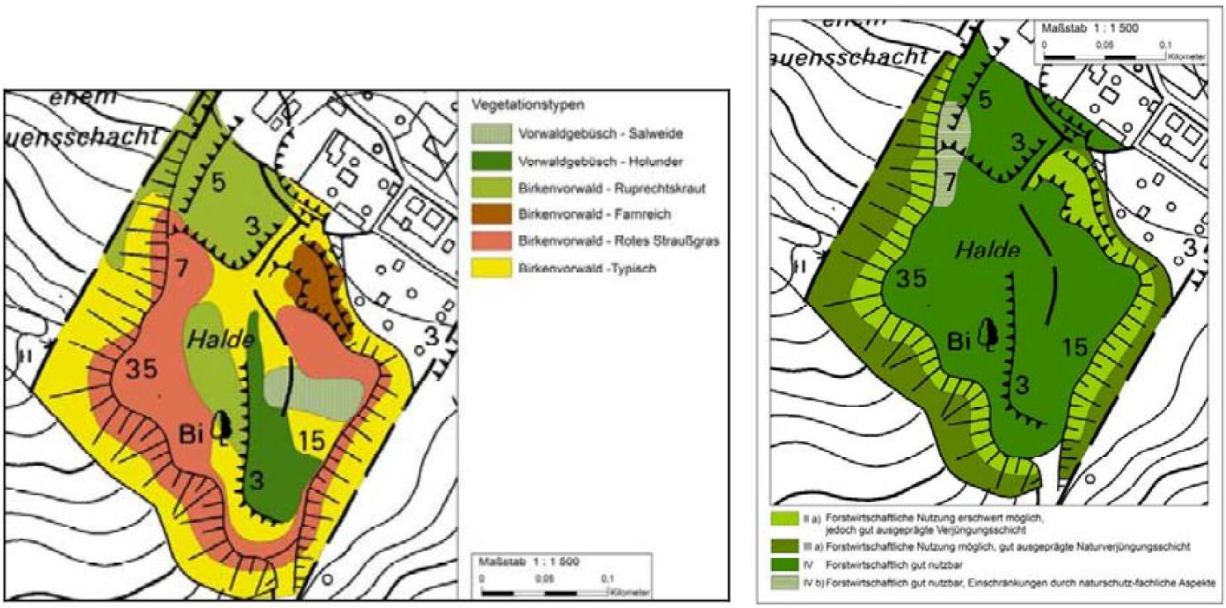



**Abbildung 14: Verteilung der forstlichen Standortsformen (links) sowie der forstlichen Nutzbarkeitszonen (rechts) auf der Vertrauen-Schacht-Halde (Neef 2010, 151, 153)**

Ab 1959 wurden die Halden des Lugau-Oelsnitzer-Reviers begrünt. Dazu wurden an den Hängen im (horizontalen) Abstand von 2 m 50 cm tiefe Riefen angelegt (terrassiert, also quer zum Hang), was die Wasserversorgung der Pflanzen verbessern sollte (Wünsche 1963). Die

Plateaus wurden streifenweise durchgehackt. Zur Aufforstung wurden zunächst bis zu 30 verschiedene Gehölzarten versuchsweise verwendet (Robinie, Berg-, Spitz- und Feldahorn, Eberesche, Roteiche, Grauesche, Birke, Scharzerle, Aspe und sonstige Pappelarten, Salweide und andere Weidenarten, Kiefer, Schwarzkiefer, Stieleiche, Hainbuche, Wildobst, Weichselkirsche, Weißdorn, Bocksdorn, Hartriegel, Erbsenstrauch, Hirschkolbensumach, Schlehe, Wildrosen, Holunder, Besenginster, Goldregen und Liguster (Wünsche 1963)). Nach den ersten Erfahrungen wurde ab 1956/57 vor allem der Anbau von Birke, Roteiche, Schwarzerle und Schwarzkiefer, tlw. auch Weiden und Pappeln, empfohlen (Wünsche 1963). 2007 betrug der mittlere Holzvorrat etwa 230 Vfm/ha, wobei der größte Vorrat auf dem Plateau mit geschwemmten Haldenmaterial steht (ca. 300 Vfm/ha), der niedrigste auf den westlichen Hängen und auf dem Plateau mit geschüttetem Haldenmaterial (Neef 2010).

Um den Wasserhaushalt für die aktuelle Waldbestandssituation zu modellieren, wurden in dieser Studie eigene forstliche Bestandesaufnahmen durchgeführt (Kap. 5.1.2).

#### 4.2.1.3 ALTERNATIVES FORSTANBAUSYSTEM FÜR DIE VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

Nach dem Leitbild des sächsischen Waldentwicklungszieltyps, welcher naturnahen Waldbau mit gebietsheimischen und standortsbezogenen Baumarten vorsieht, wird mit der in Kapitel 3.7 bereits erläuterten Tabelle 6, ein Traubeneichen-Hainbuchen-Mischwald für den Großteil der Haldenfläche empfohlen (Hydrotop H1-H3 u. H5).

Die Traubeneiche wird oftmals als eine der Hauptbaumarten angesehen, welche angesichts des Klimawandels und des zukünftig erhöhten Anteils an Trockenstandorten profitieren kann (Möhring 2007). Mit ihrer tiefreichenden Pfahlwurzel ist sie prädestiniert für die Trockenstandorte im Nordostdeutschen Tiefland. Besonders im Süden Brandenburgs und Norden Sachsens, wo es zukünftig für die Buche teilweise zu trocken wird, kann die Traubeneiche in Mischung mit Nebenbaumarten stabile Mischwälder bilden (Roloff und Grundmann 2008). Die Standortsamplitude, auf denen die Traubeneiche sehr gut geeignet ist, reicht weit von ziemlich frisch bis frisch, über mäßig frisch bis mäßig trocken, zu trockenen bis sehr trockenen Standorten. Aufgrund ihrer genetischen Anpassungsstrategie (K-Stratege) ist die Eiche allerdings bei den sich zu rasant verändernden Klimabedingungen gegenüber den r-Strategen (wie z. B. Gemeine Birke oder Gemeine Kiefer) im Nachteil. Daher sollte bei der Wahl des auszubringenden Saatguts schon frühzeitig auf die Herkünfte jener Verbreitungsgebiete heimischer Baumarten geachtet werden, die aus Regionen stammen, in denen bereits jetzt Klimabedingungen herrschen, die für diesen Teil Deutschlands prognostiziert werden (Kätzel 2009).

Die Hainbuche ist wie die Traubeneiche auf mäßig frischen bis mäßig trocken, sowie auf trocken bis sehr trocken Standorten sehr gut geeignet und damit gegenüber anderen Baumarten konkurrenzfähig. Gegenüber der Traubeneiche gilt sie generell als feuchtigkeits- und nährstoffbedürftiger. Ihre Wärmeansprüche sind aber mindestens ebenso hoch. In der Literatur wird ihre Anpassungsfähigkeit in Bezug zum sich wandelnden Klima positiv bewertet (Kätzel 2009; Roloff und Grundmann 2008). In der KLAM als winterhart ausgewiesen, ist die Hainbuche dennoch etwas spätfrostgefährdet (Härdtle, Ewald und Hölzel 2006; Noack, M. 2020).

Beide Gehölze gelten als Klimaxbaumarten einer langfristigen Dauerwaldstrategie. Ihre wärmeliebenden Eigenschaften und relative Toleranz gegenüber knappen Wasserressourcen stellen günstige Voraussetzungen für stabile Waldbausysteme im untersuchten Klimaraum dar. Als Mischbaumarten kommen Gemeine Birke, Winterlinde, Berg-, Feld- und Spitzahorn, Rotbuche und Gemeine Esche in Frage, die sich an kleinstandörtliche Wuchsbedingungen dynamisch anpassen können.

Die Sicherung aller Waldfunktionen ist oberstes Ziel, damit einher geht die Reduzierung der Sickerwasseraustäge des Waldökosystems auf ein Minimum. Es wird maximal eine extensive Waldbewirtschaftung vorgeschlagen, bei der einzelstammweise wertvolle Baumindividuen selten entnommen werden. Flächige Nutzungsformen (Saumschläge, Großschirmschläge, Kahlschläge) müssen vermieden werden.

Im süd- bis südwestlichen Hangbereich (Hydrotop H4) wird die Traubeneiche eine dominierende Hauptbaumart sein. Eine höhere Wind- und Sonnenexposition führen zu höheren Lufttemperaturen und einem angespannteren Wasserhaushalt. Daher ist davon auszugehen, dass die Hainbuche als Mischbaumart hier konkurrenzschwächer ist. Weitere natürlich vorkommende Mischbaumarten sind zu fördern, da sie das Bestandsrisiko bei Störungen minimieren.

#### 4.2.1.4 KOSTENSCHÄTZUNG FÜR DIE FORSTLICHE PFLEGE DER VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

Die Halde ist bereits mit über 20 Baum- und Strauchgehölzen, üppiger Bodenvegetation, sowie reicher Naturverjüngung äußerst divers und vielschichtig! Es fallen keine Begründungskosten an. Ein den Klimaänderungen angepasster Waldumbau ist nicht nötig. Der Artenreichtum und die vital kräftige Naturverjüngung machen auch Ergänzungspflanzungen nach Pflegeeingriffen überflüssig. Es fallen lediglich Kosten für Pflegemaßnahmen an, welche motormanuell stattfinden sollten. Diese ist allerdings die teuerste Pflegevariante, die wahrscheinlich über 200 €/ha hinausgeht. Die Verkaufserlöse von hiebsreifen Birkenstammholz (überwiegend als Brennholz genutzt) werden die Pflegekosten nicht decken können.

### 4.2.2 STANDORT BRAUNKOHLENKIPPE NOCHTEN

#### 4.2.2.1 GEOGRAFISCHE LAGE UND SUBSTRATBESCHAFFENHEIT DES KIPPENSTANDORTS IN NOCHTEN

Neben den Halden des Steinkohle- und Erzbergbaus besitzen die großflächigen Kippen des Braunkohlenbergbaus einen wichtigen bergbaulichen Einfluss auf die Wasserqualität, vor allem durch die Pyritverwitterung und damit verbundene Stoffausträge. Deshalb betrachten wir als zweiten Standort eine Teilfläche der Kippe Nochten. Kriterien für die Auswahl waren, dass diese für die forstliche Nutzung vorgesehen ist und aktuell noch nicht aufgeforstet ist.

Für die beispielhafte Modellierung einer Kippe des Braunkohlenbergbaus wurde seitens der Lausitz Energie Bergbau (LE-B) AG die Fläche WN 314 im Tagebau Nochten vorgeschlagen. Für diese Fläche liegen ein Bodengeologischer Kartierungsbericht aus dem Jahr 2018 sowie die Aufforstungsplanung der LEAG vor. Aus dem Kartierungsbericht lässt sich entnehmen:

- die mittels Absetzer über eine Brückenkippe verstürzten Materialien stammen aus dem Vorschnitt des Tagebaues Nochten;
- kartiert wurden vorwiegend Lehmsande, die tertiären, fluviatilen Ursprungs sind sowie marine, sehr schwach kohlehaltige bis kohlehaltige Rein-, Lehm- und Schluffsanden;
- den Substraten sind häufig bindige Materialien (Flaschentone, untergeordnet kohlehaltige Tone) in Form von Brocken bis kleinen Bröckchen und Klumpen beigemengt;
- es handelt sich um einen grundwasserfernen Standort

Laut LE-B-Aufforstungsplanung soll auf dem Kippenstandort im Jahr 2020 zwei Waldflächen aufgeforstet werden, eine im Nordteil (etwa 15 ha) und eine im Südteil (etwa 25 ha). Für die weitere Bearbeitung wurde die nördliche Teilfläche ausgewählt (Abbildung 15). Diese ist hinsichtlich der Standortbedingungen wie folgt charakterisiert:

- Die Bodenarten der Kippsubstrate variieren zwischen Reinsand und lehmigem Ton,

- der Anteil an Tonklumpen beträgt 5-25 %,
- die Spannbreite der pH-Werte reicht von sehr stark sauer bis schwach sauer (Abbildung 16)
- die Versorgung mit Nährstoffen ist mittelmäßig.

**Abbildung 15: Lage der ausgewählten nördlichen Teilfläche (rot markiert) im Tagebau Nochten, südlich von Weißwasser.**

Die Kalkdüngung erfolgte im Jahr 2018, wobei v. a. im Südbereich eine Nachkalkung erforderlich war (LE-B AG, per. Komm.). Die Auswirkungen dieses spezifischen Haldenstandortes auf die Sickerwasserqualität sind aufgrund seines geringen Alters bisher nicht betrachtet wurden. Weitere Daten zum geochemischen Zustand des Materials sowie zu Sickerwassermengen und Stoffausträgen existieren nicht.

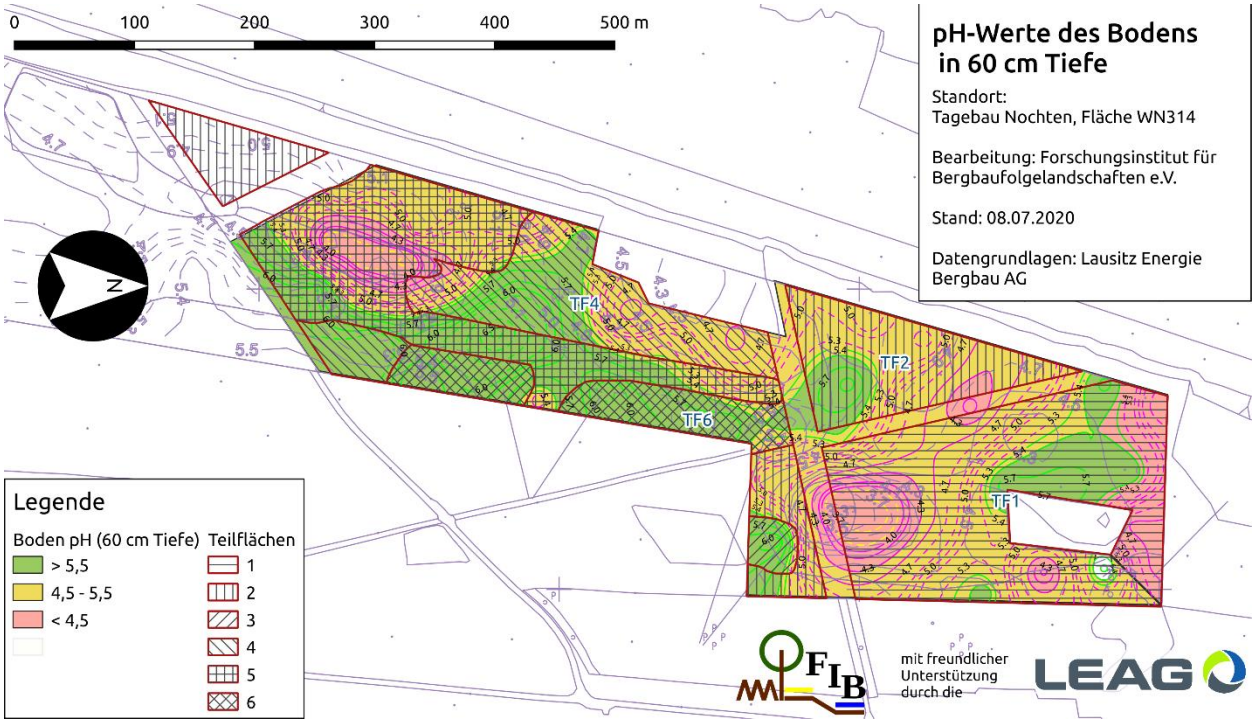



**Abbildung 16: pH-Werte des Bodens in 60 cm Tiefe für die Untersuchungsfläche.**

Der Standort liegt auf dem Grundwasserkörper (GWK) Lohsa-Nochten, DESN-SP 3-1 (BWP 2015), der durch die diffusen Belastungen und die Grundwasserentnahmen des Tagebaus belastet ist. Der Zustand des GWK wird hinsichtlich der Menge (Entnahme überschreitet zur Verfügung stehende Grundwasserressource) und der Güte (Schadstoffbelastung) als mäßig eingestuft (BWP 2015). In Bezug auf Menge und Güte wird die Ausnahmeregelung der WRRL in Anspruch genommen, weil durch die so starke menschliche Beeinträchtigung des Wasserkörpers das Erreichen der Ziele als technisch unmöglich eingestuft wurde.

#### 4.2.2.2 GEPLANTE AUFFORSTUNG DES KIPPENSTANDORTS IN NOCHTEN

Da die Aufforstung erst im Jahr 2020 stattfindet, ist die Fläche aktuell mit Waldstaudenroggen als Zwischenbegrünung zum Erosionsschutz bedeckt. Insgesamt 12,5 ha der Gesamtfläche sollen aufgeforstet werden, die verbleibenden 2,5 ha sind entweder mit Gebüschen gesäumten Wegen oder Naturschutzzwecken vorbehalten. Von der Lausitz Energie Bergbau AG sind ausschließlich Reinbestände für die Aufforstung vorgesehen, und zwar (Abbildung 17):

- Roteiche im nordöstlichen Teil
- Gemeine Kiefer auf Teilflächen im Norden sowie im Süden der Fläche
- Gemeine Birke im Mittelteil

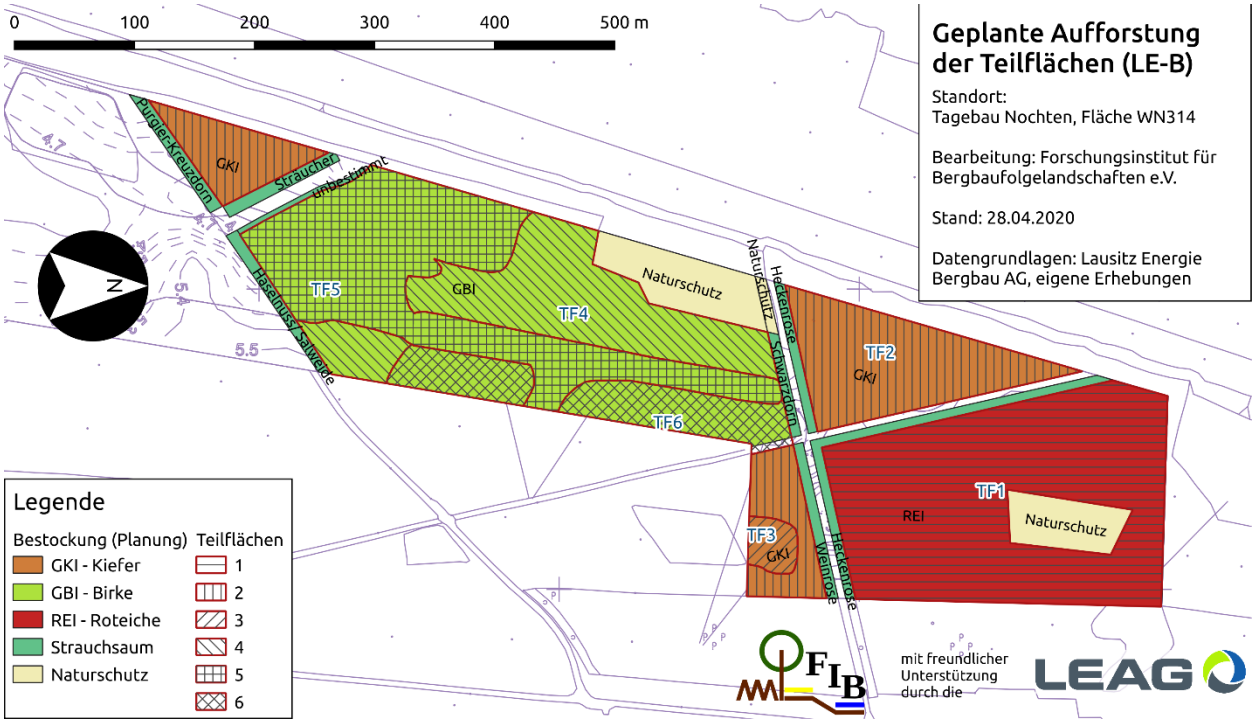



**Abbildung 17: Von der Lausitz Energie Bergbau AG vorgesehene Aufforstung der Fläche, die im weiteren als aktuelles Forstanbausystem modelliert wird. Die roten Linien sind Grenzen der für die Modellierung ausgeschiedenen Hydrotope (Kap. 5.2), während die verschiedenen Schraffuren sechs Teilflächen anzeigen, auf welche sich die Interpretation der Modellergebnisse bezieht (Kap. 6.2.2)**

#### 4.2.2.3 ALTERNATIVES FORSTANBAUSYSTEM FÜR DEN KIPPENSTANDORT NOCHTEN

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln erläutert wurde, sind Mischbestände aufgrund ihrer geringeren Schadanfälligkeit und höheren Klimaplastizität den Reinbeständen vorzuziehen. In Abhängigkeit von den Standorteigenschaften schlagen wir demnach Mischbestände der Baumarten Kiefer, Traubeneiche und Birke in verschiedenen Mischungsanteilen als Alternative zur Aufforstungsplanung der LE-B AG vor (Tabelle 6 und Abbildung 18).

Trotz scheinbarer Anfälligkeit gegenüber außergewöhnlich heißen Tagen mit Temperaturspitzen (>35 °C), welche zum Teil zur Einstellung des Jahrringwachstums und verursachen mehrjähriger Wuchsdepressionen führen kann (Knoche und Ertle 2014; Knoche u. a. 2014), gilt die Kiefer aufgrund fehlender Optionen, als einzig sinnvolle Anbaumöglichkeit auf allen armen Sandsandorten des nordostdeutschen und sächsischen Raums. Allerdings ist mit dem Anspruch eines naturnahen Waldbaus als Waldentwicklungsziel, zum einen an klimatisch stabileren Mischbeständen und höherer biologischer Vielfalt gelegen. Zum anderen soll die Anpassungsfähigkeit der vorhandenen Wälder mit überwiegend heimischen Baumarten zunächst gesichert werden, bevor auf ökophysiologisch unbekannte, fremdländische Baumarten gesetzt wird (Roteiche).

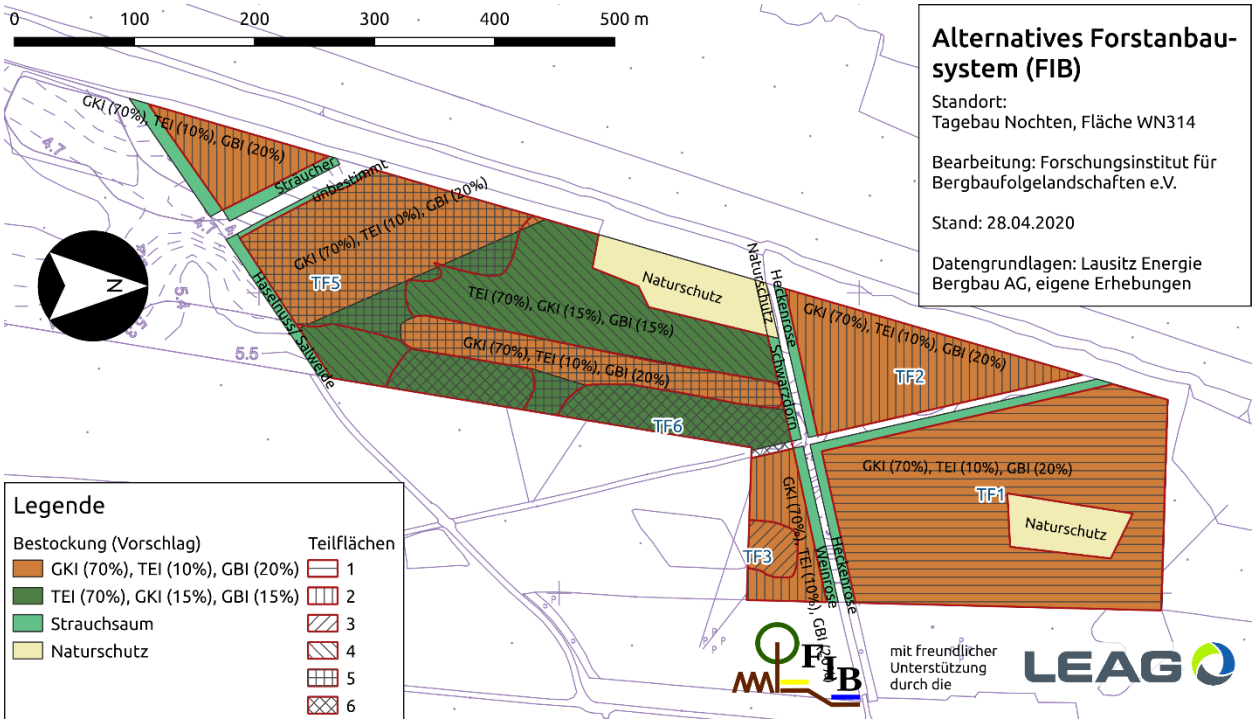



**Abbildung 18: Vorgeschlagenes alternatives Forstanbausystem für die exemplarische Fläche auf der Kippe Nochten**

Daher wird für die durch Sand dominierten Bereiche (Bodenarten Ss, St2) ein Mischbestand mit 70 % Kiefer, 20 % Birke und 10 % Traubeneiche vorgeschlagen. Kiefer und Birke sind Baumarten mit zeitiger, häufiger und hoher Fruktifikationsrate (r-Strategen). Individuenreiche Populationen mit einer hohen genetischen Vielfalt steigern die Wahrscheinlichkeit der genetischen Anpassung im Klimawandel für diese Arten über neue Genotypen. Birke und Traubeneiche tragen durch die Beimischung zum standortgerechten und landesfunktionellen Anspruch bei. Biologischer Artenreichtum und Erfüllung der landeskulturellen Leistung gehen dabei vor wirtschaftlicher Beforstung und Holzertrag. Nicht nur sind Mischwälder biologisch diverser, auch neigen sie weniger zur Versauerung in den oberen Bodenschichten. Die Laubstreu verbessert die Benetzbarkeit des Bodens, was verhindern kann, dass der Waldboden über einen Schwellenwert hinweg austrocknet und hydrophobe Eigenschaften ausbildet (Roloff und Grundmann 2008). Besonders auf sandigen Substraten ist dies ein äußerst essentieller Faktor.

Für die etwas bindigeren Teilflächen mit den Bodenarten St3, Lts und Tl dominiert die Traubeneiche mit 70 %, während Kiefer und Birke jeweils 15 % der Fläche einnehmen sollen. Einzige Ausnahme bildet eine Teilfläche im Nordosten, die zwar als Bodenart St3 aufweist, aber aufgrund ihrer geringen Größe der benachbarten Kiefern-dominierten Teilfläche zugeordnet wird. Die Prozente sind das Ergebnis aus Betrachtung der Substrathauptbodenarten kleinräumiger Flächenanteile. Die Traubeneiche wird der gebietsfremden Roteiche vorgezogen. Zwar zeigt die Roteiche eine etwas bessere Säure- als auch Trockentoleranz, diese Faktoren spielen für die bindigeren Teilflächen allerdings eine eher untergeordnete Rolle. Nicht nur ist die Wüchsigkeit beider Arten vergleichbar, auch ist die biologische Vielfalt in den von Traubeneichen dominierten Wäldern höher.

#### 4.2.2.4 KOSTENSCHÄTZUNG FÜR DIE FORSTLICHE PFLEGE DER KIPPE NOCHTEN

Da die Begründung und Gehölzentwicklung bis zu einem Bestandesalter von 15 Jahren vom Bergbau-Betreiber betreut bzw. bewirtschaftet wird, entstehen keine Begründungskosten. Anschließend wird sich ein defizitäres (vollmaschinelles) Wirtschaften bis zu einem Bestandesalter von 60 Jahren anschließen, bei geschätzten Kosten von 200 €/ha aller 5 Jahre (=Zeitraum zwischen zwei Eingriffen). Erst nach 60 Jahren werden sich positive holzerntekostenfreie Erlöse einstellen. Dabei ist das Baumartenmischungsverhältnis irrelevant. Lediglich das Niveau des Erlöses zum Ende der Umtriebszeit unterscheidet sich (Birke/Kiefer nach ca. 80 Jahren, Eiche nach ca. 200 Jahren).

# 5 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG MÖGLICHER FORSTANBAUSYSTEME

## 5.1 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG - VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

### 5.1.1 HYDROTOPAUSWEISUNG UND STANDORTEIGENSCHAFTEN DER HYDROTOPE

Neben den bereits beschriebenen Ausarbeitungen beispielsweise aus dem Jahr 1963 von Wünsche (1963) standen Geodaten u. a. zu Bodeneigenschaften, den Haldensubstraten und zur Forstlichen Standortkartierung zur Verfügung (Quelle LfULG). Allerdings enthalten diese Grundlagen nicht alle für eine Wasserhaushaltsmodellierung relevanten Daten und Parameter wie Bodenart, Skelettanteil und Durchwurzelbarkeit. Daher hat das FIB im Rahmen dieses Projektes bodenkundliche Geländeansprachen, in-situ-Messungen der gesättigten Wasserleitfähigkeit sowie forstliche Bestandesaufnahmen an mehreren Haldenstandorten durchgeführt.

Vor der Auswahl der Untersuchungsstandorte wurde die Halde in Hydrotope unterteilt, wobei ein Hydrotop als eine hinsichtlich der hydrologischen Eigenschaften in sich homogene Flächeneinheit definiert ist. Die für den Fall der Vertrauen-Schacht-Halde wesentlichen Parameter eines Hydrotops sind Gelände- und Bodeneigenschaften sowie die Vegetationsbedeckung. Als Vorinformation dienten neben den bereits erwähnten Geodaten auch ein hochaufgelöstes digitales Geländemodell des Staatsbetriebes Geobasisinformation und Vermessung Sachsen. Auf diesen Grundlagen wurden fünf Hydrotope abgeleitet, von denen sich zwei auf dem Plateau der Halde befinden, während die verbleibenden drei sich auf die Hänge verteilen (Abbildung 19). Als Abgrenzungskriterien dienten die Haldensubstrate, die Lage im Gelände sowie die Exposition, welche auf die Höhe der Verdunstung einen entscheidenden Einfluss ausüben. Tabelle 11 fasst die grundlegenden Eigenschaften der Hydrotope zusammen.

**Tabelle 11: Allgemeine Beschreibung der Hydrotope**

| Hydrotop | Beschreibung | Größe (m²) | Auswahl-kriterien | Quelle | $n_{Boden}$[1] |
|---|---|---|---|---|---|
| **I** | Plateau, Kohleschlamm | 22502 | Lage, Substrat | DGM, Layer Haldensubstrate | 7 |
| **II** | Plateau, Schieferton | 16408 | Lage, Substrat | DGM, Layer Haldensubstrate | 5 |
| **III** | Südost-Hang | 4326 | Lage, Exposition | DGM | 2 |
| **IV** | Südwest-Hang | 13418 | Lage, Exposition | DGM | 5 |
| **V** | Nordwest-Hang | 10296 | Lage, Exposition | DGM | 4 |

[1] Stichprobenumfang für die Erfassung von Bodeneigenschaften

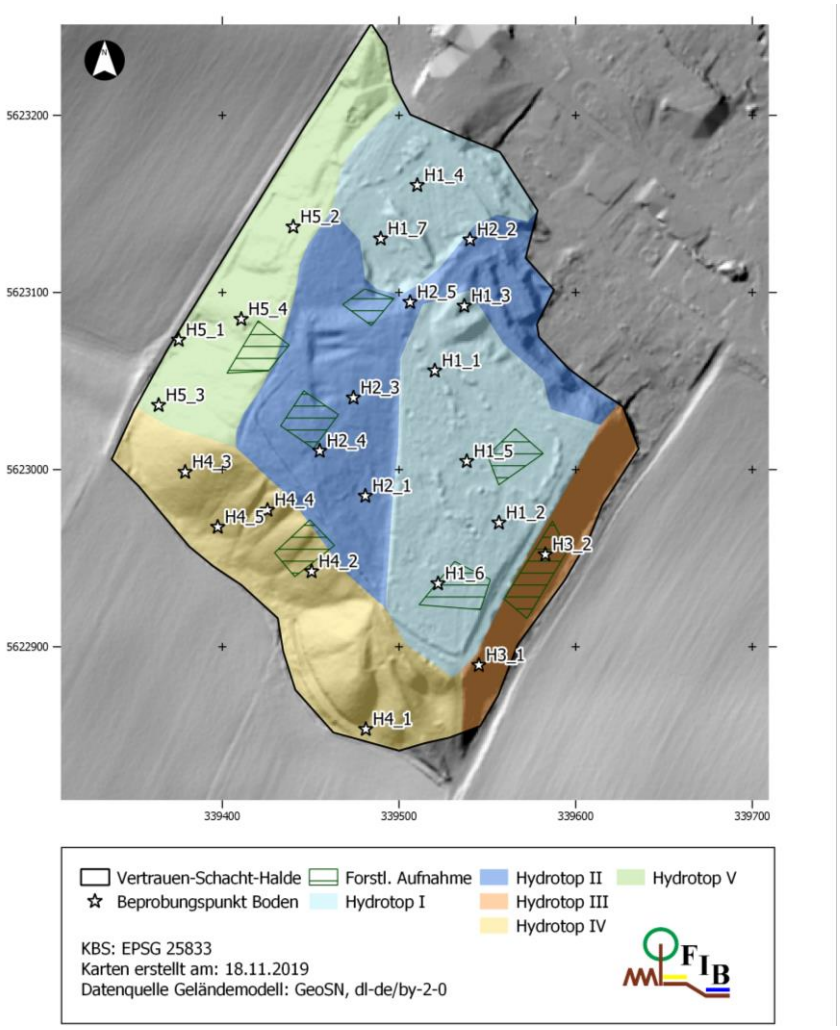



**Abbildung 19: Hydrotope und Beprobungspunkte auf der Vertrauen-Schacht-Halde. Der Haldenumring wurde in Anlehnung an das Geländemodell sowie unter Heranziehung der vorhandenen Geodaten gebildet.**

Die Auswahl der Beprobungspunkte für die Erfassung von Bodeneigenschaften innerhalb eines jeden Hydrotops erfolgte mit der einfachen Zufallsstichprobe. Dem Gesamtstichprobenumfang wurde der maximal mögliche Stichprobenumfang unter Berücksichtigung der logistischen Zwänge zugrunde gelegt ($n_{gesamt}$ = 23). Die Aufteilung der Stichprobenumfänge auf die Hydrotope erfolgte proportional zu deren relativer Größe (Tabelle 11). An jedem Beprobungspunkt wurde eine Tastgrube mit einer Tiefe von 60 cm angelegt, in der in drei Tiefenstufen (0-10 cm, 10-30 cm und 30-60 cm) feldbodenkundliche Ansprachen erfolgten. Die Wahl dieser einheitlichen Tiefeninkremente anstelle von horizontbezogenen Grenzen erfolgte im Hinblick auf die hydrologische Modellierung, welche die verschiedenen Standorte in einheitlicher Weise berücksichtigen soll. Da dem Oberboden als Grenzschicht zwischen Atmosphäre und Pedosphäre eine besondere Rolle bei der Aufteilung der Fließwege des den Boden erreichenden Wassers zukommt, wurde die höhere Auflösung in diesem Bereich gewählt.

In jedem Tiefeninkrement erfolgten feldbodenkundliche Aufnahmen u. a. von Lagerungsdichte, Bodenart, Grobboden und Durchwurzelung (Anlage 3). In direkter Nachbarschaft jeder Tastgrube erfolgte eine in-situ-Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit dem Amoozemeter, einem constant-head-Permeameter (Amoozegar 1989) in 20 cm Bodentiefe, um diesen für die Modellierung der Fließpfade im Boden sehr wichtigen Parameter direkt zu erfassen.

Die feldbodenkundlichen Ansprachen haben die aus den Voruntersuchungen bekannte hohe räumliche Variabilität der Bodeneigenschaften, v. a. bedingt durch die Unterschiede in Haldenaufbau und -abdeckung, bestätigt (Anlage 3). Die Bodenarten variieren zwischen grobem Sand und reinem Schluff, mit einer zu erwartenden Bandbreite im Wasserspeichervermögen des Feinbodens zwischen 60 mm und 140 mm in den oberen 60 cm des Bodens (Ermittlung nach KA5, S. 340f). Gemittelt über alle Punkte in einem Hydrotop hat H3 das geringste Wasserspeichervermögen (ca. 90 mm) und H4 das höchste (130 mm), gefolgt von H1 mit 120 mm, dazwischen liegen die Hydrotope H2 und H5 mit 100-110 mm. Hinzu kommt, dass die Tiefenverteilung der Bodenart für jeden Punkt sehr unterschiedlich ist (Tabelle 12): während es bei einigen Punkten keine Änderung mit der Tiefe gibt (z. B. Punkt H1-1), treten auch Standorte mit stark geschichteten Profilen auf (z. B. Punkt H2-1).

**Tabelle 12: Bodeneigenschaften und Durchwurzelung, Beprobungspunkte Vertrauen-Schacht-Halde**

| Hydrotop | Punkt | Tiefeninkrement | Bodenart | Kf (mm/d) [1] | Skelettanteil | Wurzeltiefe (cm) | Wurzeldichte |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **H1** | H1-1 | 1 | Su2 | 2854 | 0 | 100 | 0.16 |
| | | 2 | Su2 | | 0.01 | | 0.42 |
| | | 3 | Su2 | | 0 | | 0.42 |
| | H1-2 | 1 | Su3 | 5933 | 0.12 | 100 | 0.56 |
| | | 2 | gS | | 0.38 | | 0.29 |
| | | 3 | Su3 | | 0.18 | | 0.15 |
| | H1-3 | 1 | Us | 2607 | 0.06 | 100 | 0.33 |
| | | 2 | Us | | 0.18 | | 0.33 |
| | | 3 | Us | | 0.18 | | 0.33 |
| | H1-4 | 1 | Ut2 | 984 | 0 | 80 | 0.59 |
| | | 2 | Ut2 | | 0.8 | | 0.30 |
| | | 3 | Ut2 | | 0.8 | | 0.11 |
| | H1-5 | 1 | Us | 2990 | 0 | 80 | 0.73 |
| | | 2 | Us | | 0 | | 0.14 |
| | | 3 | Us | | 0 | | 0.14 |
| | H1-6 | 1 | Us | 1774 | 0 | 100 | 0.33 |
| | | 2 | Us | | 0 | | 0.33 |
| | | 3 | Su3 | | 0 | | 0.33 |
| | H1-7 | 1 | Su2 | 1109 | 0 | 80 | 0.59 |
| | | 2 | Uu | | 0 | | 0.30 |
| | | 3 | Uu | | 0 | | 0.11 |
| **H2** | H2-1 | 1 | Uu | 2801 | 0.01 | 80 | 0.46 |
| | | 2 | gS | | 0.38 | | 0.46 |
| | | 3 | gS | | 0.38 | | 0.09 |
| | H2-2 | 1 | Su2 | 12223 | 0.25 | 100 | 0.35 |
| | | 2 | Us | | 0.5 | | 0.49 |
| | | 3 | Uu | | 0.75 | | 0.17 |
| | H2-3 | 1 | fS | 3852 | 0.2 | 80 | 0.33 |
| | | 2 | Tu2 | | 0.6 | | 0.33 |
| | | 3 | Tu2 | | 0.8 | | 0.33 |
| | H2-4 | 1 | fS | 2750 | 0.06 | 100 | 0.40 |
| | | 2 | fS | | 0.6 | | 0.40 |
| | | 3 | fS | | 0.8 | | 0.20 |
| | H2-5 | 1 | Su2 | 11002 | 0.01 | 120 | 0.49 |
| | | 2 | Us | | 0.8 | | 0.25 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 3 | Us | | 0.8 | | 0.25 |
| **H3** | H3-1 | 1 | fSms | 12562 | 0.5 | 80 | 0.62 |
| | | 2 | gS | | 0.8 | | 0.32 |
| | | 3 | gS | | 0.8 | | 0.06 |
| | H3-2 | 1 | mS | 6372 | 0.5 | 120 | 0.25 |
| | | 2 | Sl2 | | 0.85 | | 0.25 |
| | | 3 | Us | | 0.85 | | 0.50 |
| **H4** | H4-1 | 1 | fSms | 2935 | 0.25 | 120 | 0.45 |
| | | 2 | Us | | 0.65 | | 0.45 |
| | | 3 | Su3 | | 0.65 | | 0.10 |
| | H4-2 | 1 | Su2 | 9877 | 0.3 | 100 | 0.50 |
| | | 2 | Us | | 0.5 | | 0.33 |
| | | 3 | Us | | 0.85 | | 0.17 |
| | H4-3 | 1 | Uu | 9877 | 0.8 | 100 | 0.40 |
| | | 2 | Uu | | 0.8 | | 0.40 |
| | | 3 | Uu | | 0.88 | | 0.20 |
| | H4-4 | 1 | Us | 13778 | 0.25 | 120 | 0.33 |
| | | 2 | Uu | | 0.85 | | 0.33 |
| | | 3 | Uu | | 0.85 | | 0.33 |
| | H4-5 | 1 | Su2 | 12917 | 0.3 | 100 | 0.40 |
| | | 2 | Uu | | 0.8 | | 0.40 |
| | | 3 | Uu | | 0.88 | | 0.20 |
| **H5** | H5-1 | 1 | Sl2 | 8693 | 0.2 | 80 | 0.21 |
| | | 2 | Sl2 | | 0.55 | | 0.57 |
| | | 3 | Sl3 | | 0.88 | | 0.21 |
| | H5-2 | 1 | Su2 | 7980 | 0.1 | 80 | 0.59 |
| | | 2 | Sl3 | | 0.1 | | 0.30 |
| | | 3 | Sl3 | | 0.4 | | 0.11 |
| | H5-3 | 1 | Su2 | 14638 | 0.3 | 120 | 0.33 |
| | | 2 | Uu | | 0.75 | | 0.33 |
| | | 3 | Uu | | 0.88 | | 0.33 |
| | H5-4 | 1 | gS | 3936 | 0.15 | 100 | 0.74 |
| | | 2 | Su2 | | 0.2 | | 0.07 |
| | | 3 | Su2 | | 0.2 | | 0.19 |
| | | | | | | | |

[1]Einheitlicher Wert für alle Bodentiefen, hydrologisch relevante Tiefenvariation dieser Kenngröße ist nicht zu erwarten (überall sehr hohe Versickerung)

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist an allen Profilstandorten hoch bis sehr hoch und schließt das Vorkommen von Oberflächenabfluss aus (Abbildung 20, Tabelle 12).

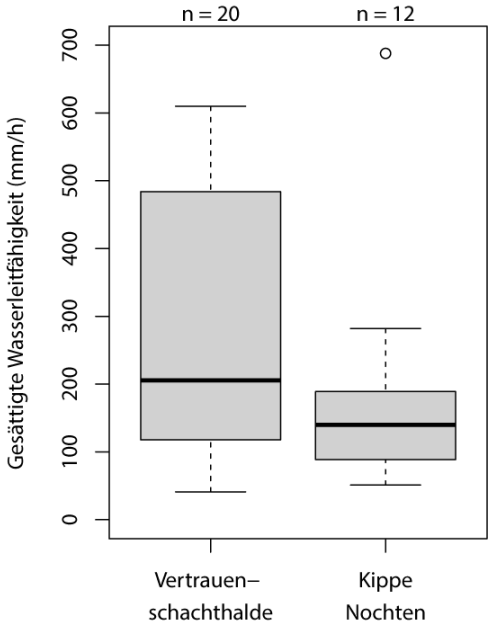



**Abbildung 20: Gesättigte Wasserleitfähigkeit der beiden Haldenstandorte in 20 cm Bodentiefe**

Auch der Skelettanteil unterscheidet sich stark zwischen den einzelnen Aufnahmepunkten und zum Teil auch zwischen den Tiefenstufen (Tabelle 12). Gemittelt über die drei erfassten Tiefeninkremente und alle Beprobungspunkte pro Hydrotop hat H1 mit Abstand den geringsten Skelettanteil (knapp über 10 %) und H3 den höchsten (> 60 %), eng gefolgt von H4 mit knapp 60 %. H2 und H5 nehmen wiederum die Mittelposition ein mit einem Grobbodenanteil von 40 bis 50 % (Abbildung 21). Je höher der Skelettanteil eines Horizontes oder Profils ist, umso weniger Wasser kann der Boden dort speichern. Betrachtet man also das Wasserspeichervermögen des Feinbodens zusammen mit dem Grobbodenanteilen und - für die Hänge - mit der Lage im Relief, lassen sich folgende Aussagen treffen:

- H1 hat sowohl ein recht hohes Wasserspeichervermögen des Feinbodens als auch den geringsten Skelettanteil
- H2 hat ein mittleres Wasserspeichervermögen und einen mittleren Skelettanteil
- H3 hat das geringste Wasserspeichervermögen und den höchsten Skelettanteil, schneidet nach diesen Kriterien von allen Hydrotopen also am schlechtesten ab; hinzu kommt die Südost-Ausrichtung mit einer hohen Einstrahlung
- H4 hat das höchste Wasserspeichervermögen, aber auch einen hohen Skelettanteil und blickt in Richtung Südwest
- H5 nimmt insgesamt eine Mittelstellung ein und ist Nordwest-exponiert

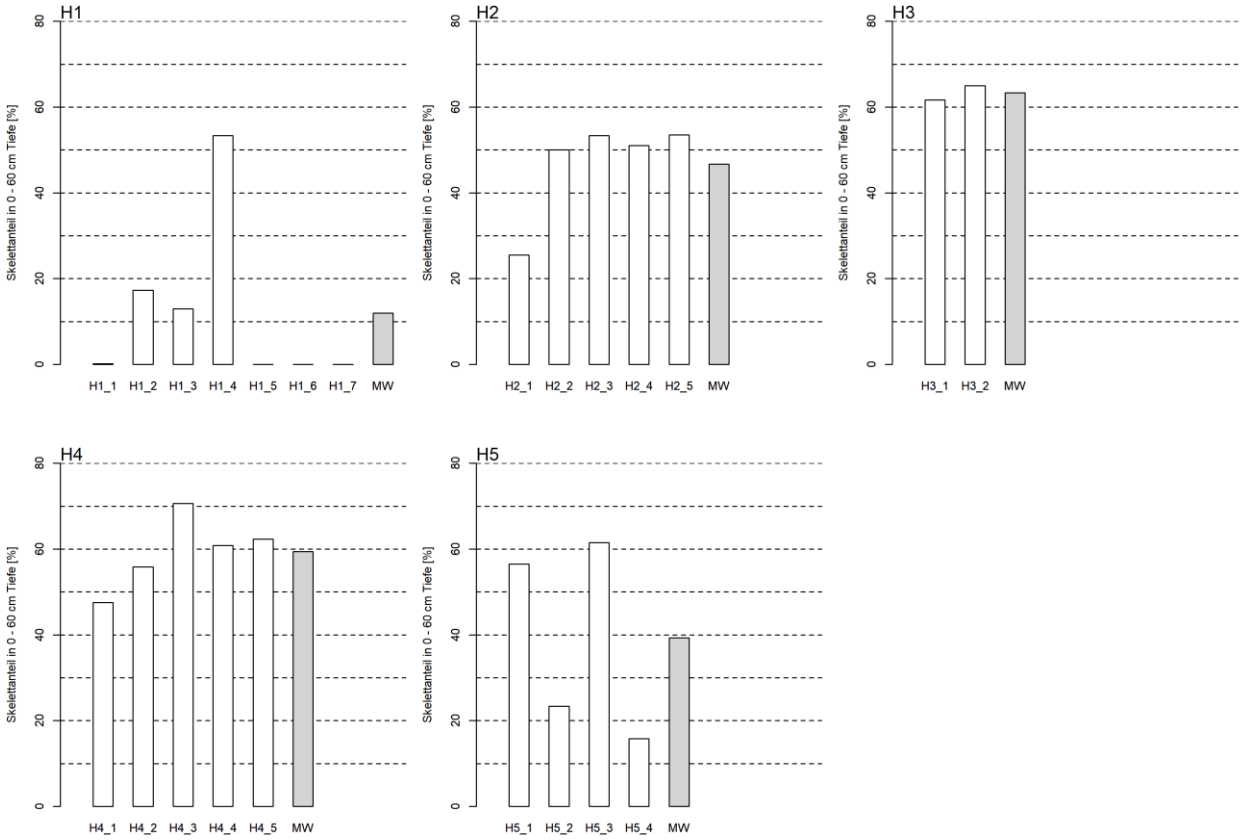



**Abbildung 21: Gesamter Skelettanteil für die Probepunkte auf der Vertrauen-Schacht-Halde**

Lässt man Unterschiede in der Durchwurzelung und Vegetationsbedeckung beiseite, sollte H1 daher eine geringere Sickerwassermenge aufweisen als H2, da H1 ein höheres Wasserspeichervermögen aufweist. Die Hanghydrotope sind in Bezug auf ihre Sickerwasserbildung im Vorfeld nicht einzuschätzen, da sich Effekte der Bodenwasserspeicherung und Exposition (und damit Verdunstung) wahrscheinlich überlagern.

Die Durchwurzelungstiefe wurde aus den feldbodenkundlichen Erhebungen abgeleitet: Bei einer sehr schwachen Durchwurzelungsintensität in 60 cm Bodentiefe wurde sie auf 80 cm, bei einer schwachen auf 100 cm und bei einer mittleren auf 120 cm festgelegt (Tabelle 12; die Durchwurzelungsintensitäten für die Beprobungspunkte enthält Anlage 3). Die Verteilung der Feinwurzeldichten mit der Tiefe, die direkt im Gelände in den drei Tiefenstufen erfasst wurde, ist sehr unterschiedlich. Es gibt Standorte mit über das gesamte Profil gleichbleibender Wurzeldichte als auch solche, in denen die Wurzeldichte mit der Tiefe zu- oder abnimmt (Abbildung 22). Der Einfluss der Wurzeltiefe bzw. -dichte auf den Wasserhaushalt der Hydrotope lässt sich aufgrund der geschilderten Heterogenität nicht abschätzen. In jedem Fall beeinflusst speziell jedoch die Wurzeldichte das Modellergebnis maßgeblich (P. Schmidt-Walter, Entwickler der Bibliothek LWFBrook90r, pers. Komm.).

Alle Standortparameter, d. h. die Boden- und Geländeeigenschaften sowie die Wurzelparameter, wurden für die Modellierung des aktuellen und des alternativen Forstanbausystems verwendet. Es kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass sich die Durchwurzelung bei einem alternativen Anbausystem ändert, jedoch fehlen die Informationen, wie sich diese Än-

derung auf dem Haldenstandort ausprägen könnte. Eine Quantifizierung der daraus resultierenden Unsicherheit wäre nur über eine Sensitivitätsanalyse möglich und kann daher in dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

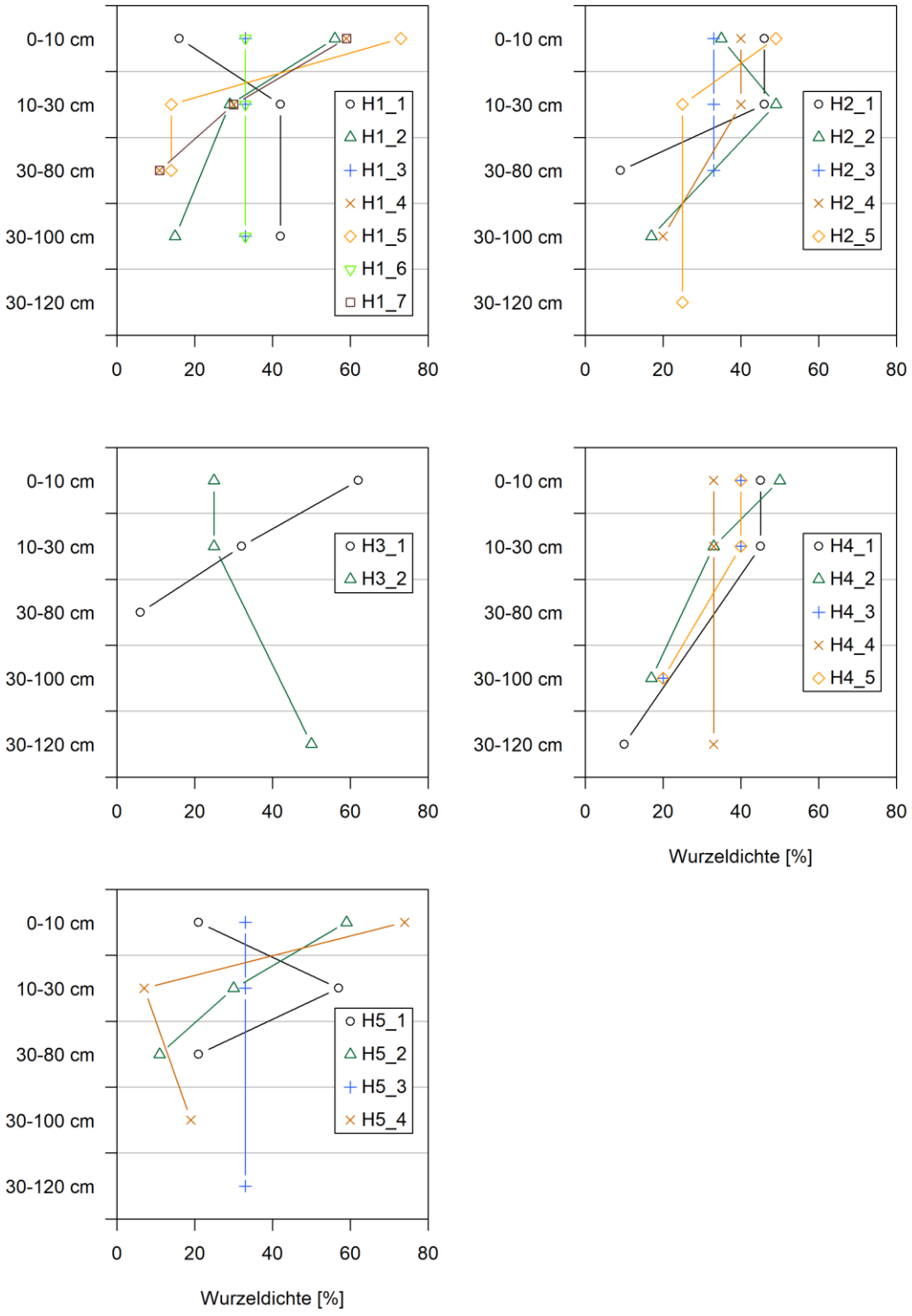



**Abbildung 22: Ermittelte Wurzeldichten für die Probepunkte der Vertrauen-Schacht-Halde. Unterhalb von 60 cm Bodentiefe (Erfassungsgrenze) wurde der Wert von 60 cm bis zur maximalen Durchwurzelung extrapoliert.**

### 5.1.2 FORSTLICHE BESTANDESAUFNAHMEN UND VEGETATIONSPARAMETRIERUNG

Die forstlichen Bestandesaufnahmen wurden an repräsentativen Stellen jedes ausgewiesenen Hydrotops durchgeführt. Aufgrund ihrer teilweise sehr schmalen Formen wurden auch die Probeflächen rechteckig angelegt und in ihren Ausdehnungen an das jeweilige Gelände angepasst. Alle Flächen haben aber eine gleichbleibende Größe von ca. 600 m² (0,06 ha). Die Lage und Anzahl der Aufnahmeflächen orientierten sich an der Größe der Hydrotope und der Bestockungssituation vor Ort. Da es sich bei der Halde um eine Sukzessionsfläche mit einer Vielzahl an Baumarten und Strukturen handelt, wurde darauf geachtet, dass sich die Baumartenanteile des jeweiligen Hydrotops in der Probeflächenauswahl widerspiegeln.

Erfasst wurden die Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD), Höhe (H), Baumart und Stammzahl auf insgesamt sieben Aufnahmeflächen. Davon befinden sich aufgrund ihrer Größe jeweils zwei im Hydrotop H1 und H2. In den drei anderen Hydrotopen wurde nur jeweils eine Aufnahmefläche aufgenommen. Erfasst wurde der Durchmesser aller Individuen in den Aufnahmeflächen mit einem BHD > 7 cm (Derbholzgrenze). Dünnere Bäume gelten als Verjüngung, deren Bedeckungsgrad wie jener der Bodenvegetation zur Abschätzung des Blattflächenindex (BFI) grob geschätzt wurde. Die Höhen jeder Baumart mit einem BHD oberhalb der Derbholzgrenze wurden stichprobenweise aufgenommen, sodass das Spektrum der Durchmesserklassen repräsentativ vertreten war.

Insgesamt wurden in den Hydrotopen H1 bis H5 repräsentative Inventuren der Gehölzbestockung durchgeführt. Nachfolgend sind für jede Untersuchungsfläche charakteristische Kennzahlen in einer Tabelle zusammengefasst.

H1 ist östlich auf dem Haldenplateau gelegen. Die Zahl der Baumarten, die bereits die Derbholzgrenze (> 7 cm) erreichten, setzte sich aus 9 Laubgehölzen zusammen und war damit sehr divers (Tabelle 13). Dabei bilden Birken und Pappeln mit ca. 30 cm Durchmesser und über 20 m Höhe die erste Baumschicht. Darunter kommen Gemeine Esche, Traubeneiche, Winterlinde und verschiedene Weiden vor. Bergahorn, Spitzahorn und Vogelkirsche stocken mit ca. 7-8 m Höhe oberhalb der Bodenvegetation. Insgesamt sind mit allen Baumarten bisher 231 $m^3$ Holz herangewachsen. Der Blattflächenindex beträgt 0,439 für die Hauptbaumart Birke.

H2 ist westlich auf dem Plateau der Halde gelegen. Im Vergleich zu H1 zeigt sich dieser mehrschichtige Waldbereich mit 5 Laubgehölzarten etwas weniger vielfältig (Tabelle 13). Auch hier dominieren Birken und Pappeln die obere Baumschicht. Traubeneiche, verschiedene Weidenarten aber auch die Vogelkirsche erreichen Höhen zwischen 12-15 m. Dabei ist die Traubeneiche am individuenreichsten und verdeutlicht die künftige Waldgeneration eindrucksvoll. Entsprechend zeigen 318 $m^3$ Holzvorrat wüchsigere Bedingungen an als bei H1. Der Blattflächenindex liegt mit 0,413 für die Birke in einem vergleichbaren Größenrahmen, Traubeneiche besitzt den größten Blattflächenindex mit 1,127.

**Tabelle 13: Parameter des Waldbestandes für das Hydrotop H1 bis H5 (Baumarten: ASP – Zitterpappel, BAH – Bergahorn, GBI – Gemeine Birke, GES – Gemeine Esche, HASEL – Haselnuss, HBU – Hainbuche, RBU – Rotbuche, REI – Roteiche, ROB – Robinie, SAH – Spitzahorn, SER – Schwarzerle, TEI – Traubeneiche , VKI – Vogelkirsche, WIE – Weide, WLI – Winterlinde).**

| Baumart | Durchmesser [cm] | Höhe [m] | Stammzahl [Stck./ha] | Grundfläche [m²] | Vorrat [m³/ ha] | BFI [m²/m²] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Hydrotop H1** | | | | | | |
| GBI | 29 | 20,1 | 88 | 6,02 | 231 | 0,439 |
| ASP | 29,2 | 21,6 | 32 | 2,19 | | 0,161 |
| BAH | 7,1 | 7,3 | 16 | 0,06 | | 0,020 |
| SAH | 8,5 | 8,7 | 8 | 0,04 | | 0,012 |
| VKI | 7,8 | 8,2 | 24 | 0,11 | | 0,032 |
| GES | 16,7 | 14,6 | 24 | 0,61 | | 0,069 |
| TEI | 26 | 17,3 | 8 | 0,42 | | 0,036 |
| WLI | 26,8 | 13,2 | 8 | 0,45 | | 0,037 |
| WEI | 23,7 | 15,4 | 88 | 4,32 | | 0,359 |
| **Hydrotop H2** | | | | | | |
| GBI | 31,9 | 21,3 | 75 | 5,75 | 318 | 0,413 |
| ASP | 26,4 | 17,5 | 37 | 4,22 | | 0,167 |
| VKI | 13,7 | 12,1 | 75 | 1,24 | | 0,177 |
| TEI | 17,5 | 13,6 | 374 | 9,69 | | 1,127 |
| WEI | 13,8 | 14,2 | 6 | 0,20 | | 0,015 |
| **Hydrotop H3** | | | | | | |
| GBI | 29,6 | 22,1 | 96 | 7,08 | 319 | 0,489 |
| ROB | 21,5 | 12,9 | 32 | 0,34 | | 0,063 |
| VKI | 16,5 | 12,2 | 16 | 0,34 | | 0,045 |
| GES | 9,1 | 10 | 64 | 0,43 | | 0,100 |
| HBU | 15,4 | 12,1 | 128 | 2,82 | | 0,339 |
| RBU | 23,4 | 17,1 | 32 | 1,42 | | 0,129 |
| TEI | 18,6 | 13,2 | 64 | 2 | | 0,205 |
| REI | 20,1 | 14,9 | 176 | 7,26 | | 0,608 |
| **Hydrotop H4** | | | | | | |
| GBI | 23,1 | 17,9 | 288 | 12,62 | 238 | 1,144 |
| VKI | 8,3 | 8,5 | 16 | 0,08 | | 0,023 |
| HASEL | 9,3 | 8,6 | 48 | 0,33 | | 0,077 |
| GES | 7,2 | 9,1 | 16 | 0,06 | | 0,020 |
| HBU | 9 | 7,7 | 32 | 0,21 | | 0,050 |
| RBU | 10,9 | 10,9 | 32 | 0,3 | | 0,060 |
| TEI | 11,6 | 8,5 | 128 | 1,82 | | 0,255 |
| REI | 12,6 | 11,9 | 176 | 2,72 | | 0,381 |
| SER | 7,2 | 5,6 | 16 | 0,07 | | 0,020 |
| WEI | 11,7 | 9,2 | 48 | 0,52 | | 0,097 |
| **Hydrotop H5** | | | | | | |
| GBI | 22,4 | 18,9 | 288 | 12,13 | 301 | 1,110 |
| GES | 8,1 | 9,1 | 64 | 0,33 | | 0,089 |
| HBU | 13,9 | 10,9 | 64 | 1,15 | | 0,153 |
| TEI | 11,1 | 8,5 | 80 | 0,79 | | 0,153 |
| REI | 13,3 | 12,9 | 448 | 7,13 | | 1,025 |

Auf der ganz im Osten an einem schmalen Hang gelegenen Fläche H3 ist die Baumartenvielfalt so hoch wie bei H1 (Tabelle 13). Allerdings kommen hier neben der Gemeinen Birke, Robinie,

Hain- und Rotbuche sowie Roteiche vor. Die zuletzt genannte ist vermutlich aus einer Pflanzung hervorgegangen. Neben den über 20 m hohen Birken im Oberstand, befinden sich die anderen Gehölzarten in der 2. Baumschicht mit Höhen zwischen 10 und 13 m, Roteiche und Rotbuche sogar bei 15 m und 17 m. Vor allem Hainbuche und Roteiche waren auf diesem Flächenabschnitt sehr stammzahlreich vertreten. Mit 319 $m^3$ Holzvorrat ist diese Fläche genauso wüchsig wie H2. Der Blattflächenindex für die dominierende Roteiche ist hier allerdings mit 0,608 deutlich größer.

H4 befindet sich auf der süd- bis südwestlich und sonnenexponierten Hangseite der Halde. Die Baumartenzahl ist wie bisher ähnlich hoch (Tabelle 13). Neben den vielen stammzahlreicheren überschirmenden Birken in der ersten Baumschicht liegen alle anderen Arten mit ca. 7 m bis 12 m darunter. Nur auf dieser Fläche vertreten ist die Schwarzerle mit der geringsten Höhe. Neu in der 2. Baumschicht vertreten ist auch der Hasel. Hektarbezogen wurden 238 $m^3$ Holzvorrat gebildet. Der Blattflächenindex ist mit 1,144 für Birke am höchsten.

Als H5 wurde der westliche Hang der Halde bezeichnet. Wie die gesamte Haldenfläche ist auch dieser Hang laubholzdominiert (Tabelle 13). Besonders Birke und Roteiche sind mit hohen Individuenzahlen vertreten. Auch hier ist die Birke mit mindestens 5 m Höhendifferenz zu den anderen Baumarten überschirmend. Hektarbezogen wurden 301 $m^3$ Holzvorrat gebildet. Der Blattflächenindex ist mit 1,110 für Birke ähnlich hoch wie bei H4.

Die bei der forstlichen Bestandesaufnahme ermittelten Variablen wie Stammzahl, Bestandesgrundfläche oder Baumhöhe der einzelnen Baumarten wurden für jedes Hydrotop zunächst gemittelt, sofern es mehr als eine Teilfläche gab. Die für die Wasserhaushaltsmodellierung sehr wichtigen Vegetationsparameter maximaler Blattflächenindex sowie Stammflächenindex (SFI) wurden daraufhin ebenfalls separat für jede Baumart abgeleitet. Beim Blattflächenindex wurde dafür die in einer durch das FIB für Sachsenforst angefertigten Analyse (Küchenmeister u. a. 2017, unveröffentlicht) ermittelte Beziehung des BFI zum Produkt aus Stammzahl und Mitteldurchmesser genutzt. Um zunächst die Stammfläche zu ermitteln, sind publizierte Beziehungen zum Brusthöhendurchmesser verwendet worden, welche zwischen glattrindigen und raurindigen Baumarten unterscheiden (Hörmann u. a. 2003). Daraufhin ist die Stammfläche mit der Stammzahl, welche für die jeweilige Baumart in einem Hydrotop ermittelt wurde, multipliziert und auf die Fläche bezogen worden (der SFI wird wie der BFI in $m^2/m^2$ angegeben).

Im letzten Schritt wurden die Baumhöhen der Einzelbaumarten gemittelt bzw. die Blatt- und Stammflächenindizes aufsummiert, um die Mischbestände zu parametrieren. Um auch die Blattflächen der Bodenvegetation sowie der Verjüngungsschicht zu berücksichtigen, wurde der Blattflächenindex für die Bodenvegetation auf 1 gesetzt und zum BFI der Bäume dazu gerechnet, sofern der Bedeckungsgrad 100 % betrug. Bei geringeren Bedeckungsgraden erfolgte ein entsprechender prozentualer Abzug. Der BFI der Verjüngungsschicht wurde im Gelände abgeschätzt und ebenfalls dazu gerechnet. Der Gesamt-BFI des aktuellen Haldenwaldes setzt sich damit aus dem BFI der Bäume, der Bodenvegetation sowie der Verjüngungsschicht zusammen (Tabelle 14).

Die alternative Bestockung der Vertrauen-Schacht-Halde wurde für die Hydrotope 1, 2, 3 und 5 (TEI-HBU-Mischbestand) parametriert, indem die Parameter für die Traubeneiche und die Hainbuche, entsprechend ihrem jeweilig zugewiesenen Flächenanteil, gewichtet gemittelt wurden (Tabelle 14). Für Hydrotop 4 (Reinbestand wird vorgeschlagen) werden in Abhängig-

keit von der zugewiesenen Stammzahl und Bestandesgrundfläche die Parameter für die Traubeneiche abgeleitet (Tabelle 14). Die Parameterwerte für den aktuellen Bestand und das alternative Forstanbausystem enthält Tabelle 14.

**Tabelle 14: Vegetationsparametrierung für das aktuelle und das alternative Forstanbausystem, Vertrauen-Schacht-Halde**

| Hydro- | Hauptbaumart | | Baumhöhe (m) | | maximaler BFI (m²/m²) | | SFI (m²/m²) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| top | aktu-ell | alterna-tiv | aktu-ell | alterna-tiv | aktuell | alternativ | aktu-ell | alternativ |
| 1 | GBI | TEI | 16,2 | 13,1 | 3,6 | 4,2 | 0,5 | 1,4 |
| 2 | GBI | TEI | 15,0 | 13,1 | 3,1 | 4,2 | 0,6 | 1,4 |
| 3 | GBI | TEI | 14,7 | 13,1 | 3,1 | 4,2 | 0,6 | 1,4 |
| 4 | GBI | TEI | 12,7 | 8,8 | 3,7 | 6,6 | 0,6 | 1,2 |
| 5 | GBI | TEI | 14,0 | 13,1 | 4,7 | 4,2 | 0,6 | 1,4 |

## 5.2 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG – KIPPE NOCHTEN

Eigene Geländearbeiten auf dem Kippenstandort Nochten beschränkten sich auf die Feldmessung der gesättigten Wasserleitfähigkeit, die wie auf der Vertrauen-Schacht-Halde mit dem Amoozemeter vorgenommen wurde. Ansonsten konnte die Parametrierung des Bodens auf der Grundlage des Kartierungsberichts vorgenommen werden. Die Messergebnisse der Wasserleitfähigkeit zeigen klar, dass unabhängig von der Bodenart jegliche Niederschläge versickern können, ohne dass es zu Oberflächen- oder Zwischenabfluss kommt (Abbildung 18).

Die Bodenart und der Skelettgehalt, aus denen die für die Modellierung benötigten Parameter der Wasserretentionsfunktion abgeleitet werden (Kap. 4.2.2.1), können aus den Angaben im Kartierungsbericht entnommen werden. Da die im Kartierungsbericht erfassten substratsystematischen Einheiten zum Teil mehrere Bodenarten beinhalten und zudem durch wechselnde Skelett- und Tongehalte gekennzeichnet sind, wurde die mittlere Bodenart und der Skelettgehalt jeder kartierten Flächeneinheit wie folgt abgeleitet:

- Wenn ein Kippsubstrat mehrere Bodenarten beinhaltet, wurde eine mittlere Bodenart festgelegt, die aus den Mittelwerten der Sand-, Schluff- und Tonanteile der einzelnen Bodenarten abgeleitet wurde. Zum Beispiel sind im Kippsubstrat oj-(k)ls+lt (qt+t) die Bodenarten St2, Ts2 und Tu2 vertreten, woraus sich durch dieses Vorgehen die mittlere Bodenart Lts ergibt.
- Der separat kartierte Tonanteil wurde einbezogen, indem der Mittelwert aus den im ersten Schritt ermittelten Sand-, Schluff- und Tonanteilen und dem Sand-, Schluff- und Tonanteil der Bodenart lehmiger Ton (Lehmtonklumpen gemäß Kartierungsbericht, aus denen der Tonanteil abgeschätzt wurde) gebildet wurde. Diese Mittelwertbildung erfolgte gewichtet in Abhängigkeit vom Anteil an Lehmtonklumpen. Daraus ergibt sich u. U. eine neue, stärker bindige Bodenart.
- Die Angaben zum Skelettanteil aus dem Kartierungsbericht (z. B. kiesführend) wurden gemäß der Kartieranleitung KA5 (Boden 2006) in mittlere Skelettanteile übersetzt. Dieser mittlere Skelettanteil beträgt in allen Fällen zwischen ca. 5 und ca. 15 %.
- Im letzten Schritt wurden Bodenteilflächen gebildet, die hinsichtlich Bodenart und Skelettanteil in sich homogen sind.

Eine Aufforstung der Kippenfläche ist im Jahr 2020 geplant. Die Ableitung der Parameter Baumhöhe, Blattflächen- und Stammflächenindex basierte auf den zu erwartenden Bestandeseigenschaften wie Stammzahl und Brusthöhendurchmesser für die von der LE-B AG geplanten Reinbestände sowie die von uns alternativ vorgeschlagenen Mischbestände. Die verwendeten Ansätze z. B. zur Ableitung des Blattflächenindex aus der Stammzahl und dem Brusthöhendurchmesser sind dieselben, die auch auf der Vertrauen-Schacht-Halde zum Einsatz kamen. Die im Jahr 2019 vorliegende Vegetationsbedeckung (Waldstaudenroggen) wurde ebenfalls simuliert. Da keine Messdaten vorlagen, wurde die Parametrierung des Roggens in Anlehnung an einen veröffentlichten Datensatz zu Winterroggen vorgenommen (Scherzer u. a. 2006), wobei jedoch aufgrund der sehr viel geringeren Saatdichte des Waldstauden- gegenüber dem Winterroggen der maximale Blattflächenindex um 85 % reduziert wurde. Der Jahresgang des Blattflächenindex wurde ebenfalls an den des Winterroggens angeglichen.

Im letzten Schritt wurden durch Verschneidung der Bodenteilflächen und der Teilflächen, die sich durch die Forstanbauplanung ergeben, insgesamt 12 Hydrotope gebildet (Abbildung 23, Tabelle 12). Diese wurden separat modelliert, und zwar sowohl für den aktuellen Bestand mit Waldstaudenroggen, die geplanten Reinbestände und die alternativ von uns vorgeschlagenen Mischbestände. Um die Auswertung der Modellergebnisse überschaubar zu halten, wurden die simulierten Wasserhaushaltsgrößen für Hydrotope mit gleicher Vegetation und ähnlicher Bodenart gemittelt, zum Beispiel die Ergebnisse für die Bodenarten St2 und St3, Baumart Kiefer. Daraus ergeben sich sechs neue Teilflächen, die wie folgt charakterisiert sind (

Tabelle 16):

- Die größte Teilfläche, Teilfläche 1 im Nordosten des gewählten Kippenareals (Abbildung 23), befindet sich mit den Bodenarten St2 und St3 im sandigen Spektrum. Der geplante Roteichenbestand wird im alternativen Forstanbausystem durch den Kiefern-dominierten Mischbestand ersetzt, welcher einen etwas höheren Blatt- und Stammflächenindex als der Roteichenreinbestand aufweist.
- Die ebenfalls sandige Teilfläche 2 schließt sich größtenteils westlich an Teilfläche 1 an. Hydrotop 12 jedoch, welches ebenfalls zu dieser Teilfläche gehört, befindet sich allerdings ganz im Süden (Abbildung 23). Der geplante Kiefernreinbestand wird alternativ durch den Kieferndominierten Mischbestand ersetzt, wobei Letzterer durch den Laubholzanteil insgesamt etwas geringere Blatt- und Stammflächenindizes aufweist.
  Die nur 0,17 ha große Teilfläche 3 unterscheidet sich von Teilfläche 2 lediglich hinsichtlich ihrer Bodenart (Tabelle 16). Da zu erwarten ist, dass der Wasserhaushalt eines Lehmstandorts sich von dem eines Sandstandortes unterscheidet, wird diese Teilfläche dennoch separat betrachtet.
- Teilfläche 4 ist der Sandstandort mit dem höchsten Tonanteil (Bodenart St3). Statt des geplanten Birkenreinbestandes haben wir daher den traubeneichendominierten Mischbestand für diese Fläche vorgeschlagen. Im Vergleich zur Birke hat der Mischbestand einen fast doppelt so hohen Blattflächenindex, der Stammflächenindex ist ebenfalls etwas höher (Tabelle 17).
- Teilfläche 5 ist ein Sandstandort, der ebenfalls als Birkenreinbestand geplant ist. Alternativ stockt hier der Kieferndominierte Mischbestand mit deutlich höherem Blatt- und Stammflächenindex (Tabelle 17).
- Teilfläche 6 ist der einzige stark bindige Standort (
- Tabelle 16). Wie für die lehmige Teilfläche 4 stellt hier der Traubeneichendominierte Mischbestand die Alternative zum geplanten Birkenreinbestand dar.

**Tabelle 15: Bodeneigenschaften und Durchwurzelung, Hydrotope Kippe Nochten**

| Hydro-top | Tiefen-inkrement | Boden-art | $k_f$ (mm/d)*2 | Skelett-anteil | Wurzel-tiefe (cm) | Wurzel-dichte |
|---|---|---|---|---|---|---|
| H1 | 1 | St2 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St2 | | 0,135 | | 0,1 |
| H2 | 1 | St2 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St2 | | 0,135 | | 0,1 |
| H3 | 1 | Ss | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | Ss | | 0,135 | | 0,1 |
| H4 | 1 | St3 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St3 | | 0,135 | | 0,1 |
| H5 | 1 | St3 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St3 | | 0,135 | | 0,1 |
| H6 | 1 | Lts | 2671 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | Lts | | 0,135 | | 0,1 |
| H7 | 1 | St3 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St3 | | 0,135 | | 0,1 |
| H8 | 1 | St2 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St2 | | 0,135 | | 0,1 |
| H9 | 1 | Tl | 2671 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | Tl | | 0,135 | | 0,1 |
| H10 | 1 | Tl | 2671 | 0,0675 | 60 | 0,8 |
| | 2 | Tl | | 0,0675 | | 0,1 |
| H11 | 1 | Ss | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | Ss | | 0,135 | | 0,1 |
| H12 | 1 | St2 | 3545 | 0,135 | 60 | 0,8 |
| | 2 | St2 | | 0,135 | | 0,1 |

*1: 0-20 cm, 2: 20-60 cm

*2Werte für die Gruppen "Sand" und "Lts/Tl" wurden gemittelt; einheitlicher Wert für alle Bodentiefen

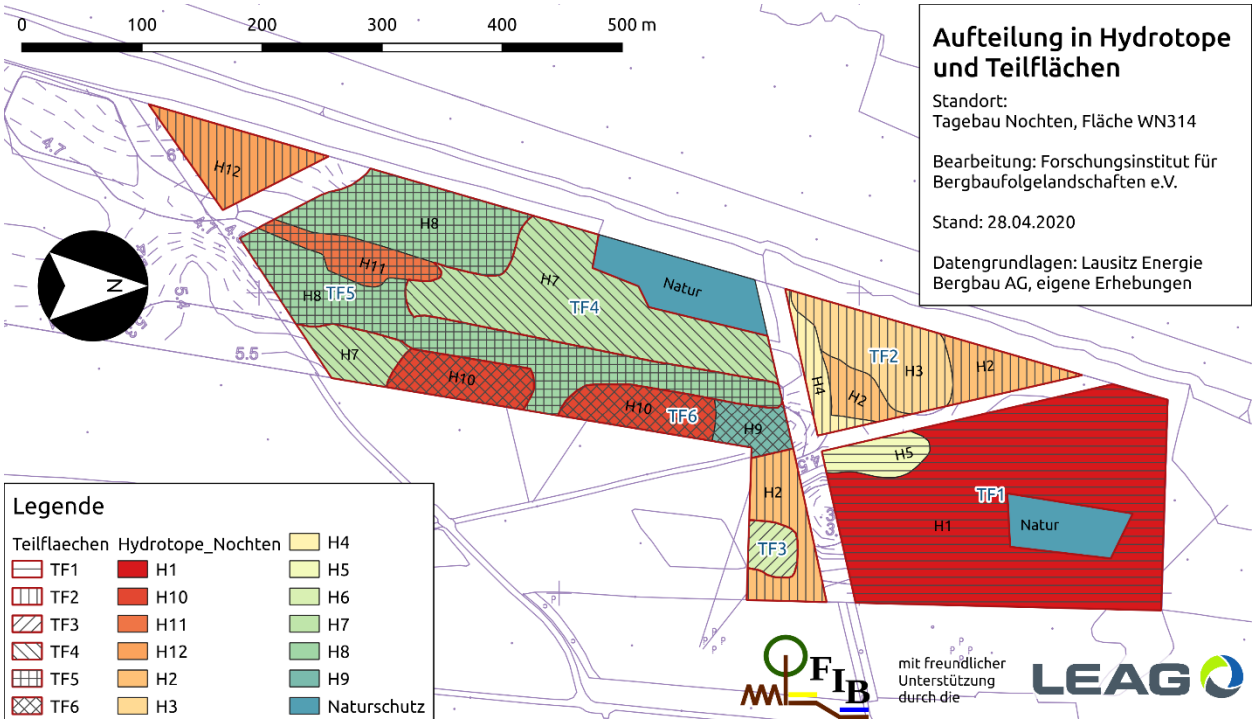



**Abbildung 23: Aufteilung der Fläche in Hydrotope, die für die Modellierung in sechs Teilflächen zusammengefasst wurden.**

**Tabelle 16: Standorteigenschaften, Kippenstandort Nochten**

| Teilfläche | Teilflächengröße (ha) | Enthaltene(s) Hydrotop(e) | Bodenart(en) | Exposition |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 4,00 | H1, H5 | St2, St3 | Süd |
| 2 | 2,40 | H2, H3, H4, H12 | Ss, St2, St3 | Süd, Ost |
| 3 | 0,17 | H6 | Lts | Nord |
| 4 | 2,01 | H7 | St3 | Süd |
| 5 | 2,86 | H8, H11 | Ss, St2 | Süd |
| 6 | 1,04 | H9, H10 | Tl | Süd |

**Tabelle 17: Vegetationsparametrierung für das aktuelle und das alternative Forstanbausystem, Kippenstandort Nochten**

| Teil- | Hauptbaumart | | Baumhöhe (m) | | maximaler BFI (m²/m²) | | SFI (m²/m²) | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| fläche | aktuell | alternativ | aktuell | alternativ | aktuell | alternativ | aktuell | alternativ |
| 1 | REI | GKI | 16,5 | 17,0 | 2,3 | 2,7 | 1,0 | 2,3 |
| 2 | GKI | GKI | 11,6 | 17,0 | 3,3 | 2,7 | 2,5 | 2,3 |
| 3 | GKI | GKI | 11,6 | 17,0 | 3,3 | 2,7 | 2,5 | 2,3 |
| 4 | GBI | TEI | 20,5 | 16,9 | 1,8 | 3,2 | 1,1 | 1,5 |
| 5 | GBI | GKI | 20,5 | 17,0 | 1,8 | 2,7 | 1,1 | 2,3 |
| 6 | GBI | TEI | 20,5 | 16,9 | 1,8 | 3,2 | 1,1 | 1,5 |

Die für die modellhafte Beschreibung des Wasserhaushalts ebenfalls wichtige Parametrierung der Wurzelverteilung kann mangels der Möglichkeit einer Datenerhebung vor Ort nur pauschal vorgenommen werden. Aus gutachterlichen hausinternen Erfahrungen leiten wir aus der Tatsache, dass es sich beim gewählten Kippenstandort um ein meliorietes saures Kippsubstrat handelt, folgende Durchwurzelungsannahmen ab (Tabelle 12):

- Die Wurzeltiefe ist auf 60 cm beschränkt.
- Die Wurzeldichte ist dadurch charakterisiert, dass sich 80 % der Feinwurzeln in den oberen 20 cm des Bodens befinden.

## 5.3 DATENGRUNDLAGE FÜR DIE MODELLIERUNG – METEOROLOGISCHE ZEITREIHEN

### 5.3.1 BESCHREIBUNG DER AUSGEWÄHLTEN DATENGRUNDLAGEN

Von Seiten des Auftraggebers wurden regionalisierte meteorologische Zeitreihen der Klimaszenarien RCP2.6 (moderater Strahlungsantrieb von 2,6 W/m²) und RCP8.5 (starker Strahlungsantrieb von 8,5 W/m²) der Jahre 1961 bis 2100 zur Verfügung gestellt (zur Dokumenation siehe Bernhofer u. a. 2016). Die Daten selbst wurden seitens des Auftraggebers extra für den hier vorliegenden Bericht gerechnet. Die Interpolation auf die beiden Beispielstandorte erfolgte von Seiten des Auftraggebers mit der Methode des Inverse Distance Weighting (IDW).

Für die Modellierung wurden die in Tabelle 18 aufgeführten Variablen auf Tagesbasis verwendet.

Das den Klimaszenarien zugrundeliegende Globalmodell MPI-ESM basiert auf dem Atmosphärenmodell ECHAM6 und dem Ozeanmodell MPIOM sowie Modellkomponenten zur Abbildung der Grenzschicht zwischen Landoberfläche und Atmosphäre (Modell JSBACH) sowie der biogeochemischen Vorgänge im Ozean (Modell HAMMOCC). Von den drei verfügbaren Modellläufen wurden für diese Studie der Lauf 1 und 3 des RCP2.6-Szenarios und alle drei Läufe des RCP8.5-Szenarios verwendet.

**Tabelle 18: Meteorologische Variablen, die für die Modellierung genutzt wurden.**

| Variable | Einheit | Bezeichnung im Modell |
|---|---|---|
| Datum | - | dates |
| Minimum der Tagestemperaturen | °C | tmin |
| Maximum der Tagestemperaturen | °C | tmax |
| Mittelwert der Tagestemperaturen | °C | tmean |
| Niederschlagssumme | mm | prec |
| Relative Luftfeuchte | % | relhum |
| Tagessumme der Globalstrahlung | MJ/m² | globrad |
| Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit | m/s | wind |
| Tagesmittelwert des Luftdrucks | kPa | vappres |

Aus den mit WEREX VI für Sachsen regionalisierten Globalmodellen (Spekat und Enke 2020) wurden pro Lauf zwei Regionalisierungen ausgewählt, welche sich hinsichtlich des Niederschlags jeweils am unteren bzw. oberen Rand bewegen (Tabelle 19). In der Darstellung der Ergebnisse werden die Szenarien und Läufe separat betrachtet, während aus Gründen der Übersichtlichkeit zwischen den Realisationen gemittelt wird.

**Tabelle 19: Verwendete Modellläufe und Realisierungen für die zwei Haldenstandorte.**

| Kippe Nochten | | | Vertrauen-Schacht-Halde | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Szenario | Lauf | Realisierung[1] | | Lauf | Realisierung |
| RCP2.6 | 1 | 1 (feucht), 2 (trocken) | RCP2.6 | 1 | 2 (feucht), 3 (trocken) |
| | 3 | 3 (trocken), 8 (feucht) | | 3 | 7 (trocken), 8 (feucht) |
| RCP8.5 | 1 | 1 (feucht), 6 (trocken) | RCP8.5 | 1 | 1 (feucht), 6 (trocken) |
| | 2 | 4 (feucht), 8 (trocken) | | 2 | 4 (feucht), 8 (trocken) |
| | 3 | 2 (feucht), 9 (trocken) | | 3 | 7 (feucht), 9 (trocken) |

[1]Auswahl der „feuchten" bzw. „trockenen" Realisation anhand der maximalen bzw. minimalen Niederschlagsmengen für den Gesamtzeitraum (1961-2100)

Ein Eintreten des mit dem moderaten Szenario RCP2.6 berechneten Klimawandels bedeutete für Sachsen eine Temperaturerhöhung von 1 bis 1,5 °C zwischen der Referenzperiode 1971 bis 2000 und der Periode 2071 bis 2100. Im selben Zeitraum würden sich die Niederschläge kaum verändern (Spekat und Enke 2020). Tritt jedoch eine Änderung gemäß Szenario RCP8.5 ein, wäre mit einer Temperaturerhöhung von ca. 3,5 °C im selben hundertjährigen Zeitraum zu rechnen. Hinsichtlich der Niederschläge prognostiziert RCP8.5 eine sachsenweite Abnahme der Jahresniederschläge von 15 bis 35 %, wobei v. a. die Sommerniederschläge um bis zu 45 % zurückgingen (Spekat und Enke 2020).

### 5.3.2 VERGLEICH DER MODELLLÄUFE UND REALISIERUNGEN

Für die Modellierung wurden sowohl für die Referenzperiode 1971-2000 als auch für die Zukunft die aus der Klimamodellierung stammenden Daten verwendet. Um einen Eindruck zu erhalten, wie sich die verschiedenen Modellläufe und Realisierungen voneinander unterscheiden sowie welche Unterschiede zu den realen Daten für die Referenzperiode 1971-2000 bestehen, wurden für die mittlere Temperatur und die Jahresniederschläge die Verteilungen berechnet und in Form von Boxplots dargestellt. Datengrundlage für die gemessenen (aber räumlich interpolierten) Niederschläge und Temperaturen sind die im ReKIS (https://rekis.hydro.tu-dresden.de/) als Rasterdaten zur Verfügung gestellten Datensätze (RaKliDa).

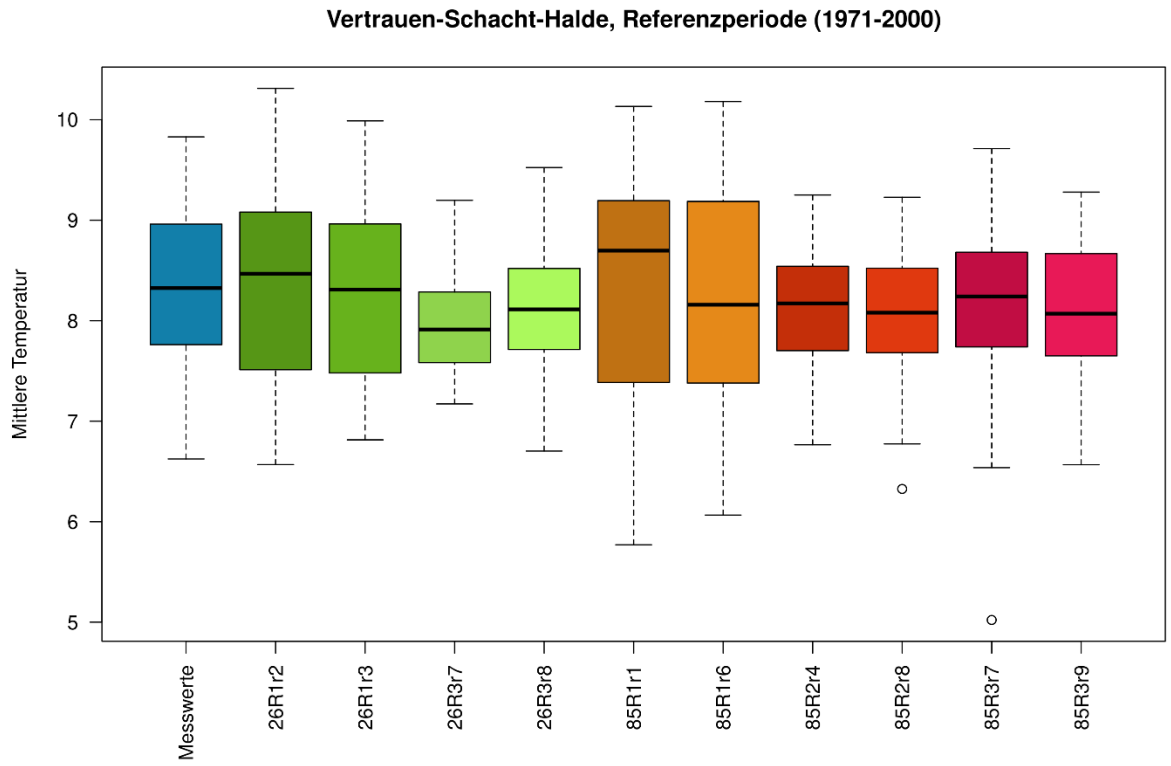



**Abbildung 24: Boxplots der mittleren Temperatur für die Referenzperiode (1971-2000) für die Vertrauen-Schacht-Halde. Dargestellt sind die Ergebnisse der verschiedenen Realisationen (RCP2.6 bzw. RCP8.5), der verwendeten Läufe (R) und Realisationen (r).**

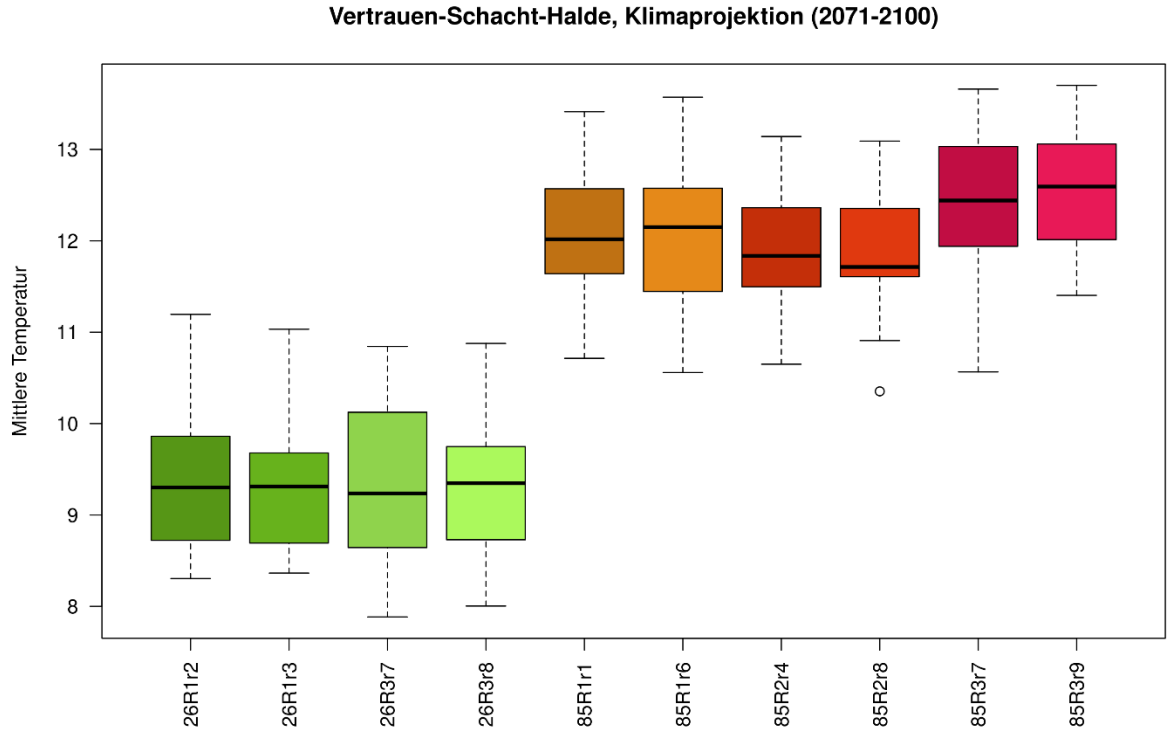



**Abbildung 25: Boxplots der mittleren Temperatur für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

Die mittlere Temperatur der ersten Referenzperiode am Standort der Vertrauen-Schacht-Halde zeigt Abbildung 24. Danach gibt es im Vergleich zu den auf Messungen (aber räumlich auch interpolierten) beruhenden Daten mehr oder weniger große Abweichungen. So liegen die Medianwerte der Temperaturen im Modelllauf RCP2.6r1 recht nahe an den Messwerten, während die im RCP2.6r3 modellierten Temperaturen in beiden Realisationen etwas kühler sind. In den Ergebnissen der Modellierung RCP8.5 fällt vor allem Lauf 1, Realisierung 1 mit einer höheren mittleren Temperatur auf; beide Realisierung im Lauf 1 weisen zudem eine deutlich gestrecktere Verteilung als z.B. die beiden anderen Modellläufe im RCP8.5.

In der fernen Zukunft (2071-2100) zeigen die alle Realisierungen von RCP2.6 ähnliche Medianwerte auf, die gegenüber der ersten Referenzperiode um etwa knapp einen Grad höher liegen (Abbildung 25). Ganz anders hingegen liegen die im Szenarion RCP8.5 modellierten mittleren Temperaturen mit um 12°C oder darüber deutlich höher, wobei die beiden Realisierungen des RCP8.5R3 die höchsten Temperaturen aufweisen.

Auch die Niederschläge sind in der Referenzperiode 1971-2000 an der Vertrauen-Schacht-Halde keineswegs gleich (Abbildung 26). So fällt etwa das RCP2.6r3 in der Realisierung 3 als besonders trockenes und das RCP8.5R1 in der Realisierung 6 als besonders niederschlagsreiche Modellierung auf. Die Spannweite zwischen Maxima und Minima ist bei den realen Messwerten höher als bei den modellierten Daten.

Die Modellergebnisse der fernen Zukunft zeigen vor allem Unterschiede zwischen den beiden Szenarien, wobei das Szenarion RCP2.6 im Vergleich zu den realen Messwerten der Referenzperiode nur moderate Abnahmen zeigen (Abbildung 27). Alle Realisierungen des Szenarios RCP8.5 hingegen weisen auf deutlich niedrigere Jahresniederschläge hin.

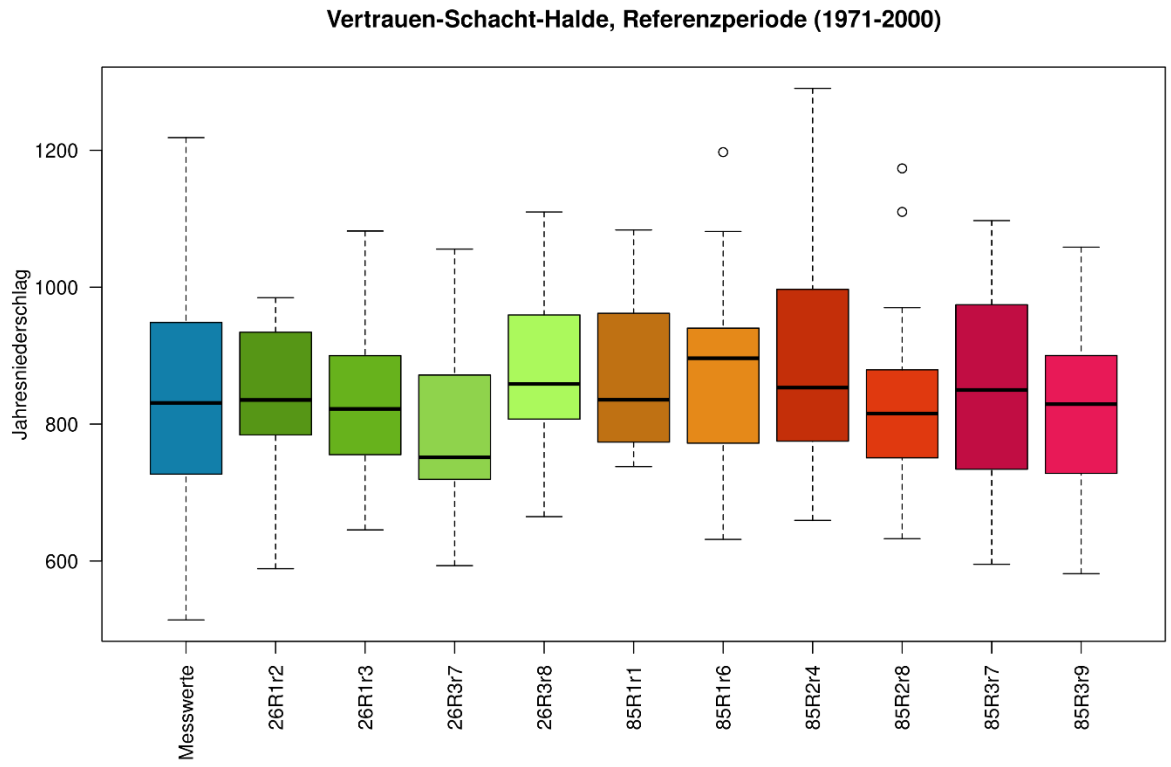



**Abbildung 26: Boxplots des Jahresniederschlags für die Referenzperiode (1971-2000) für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

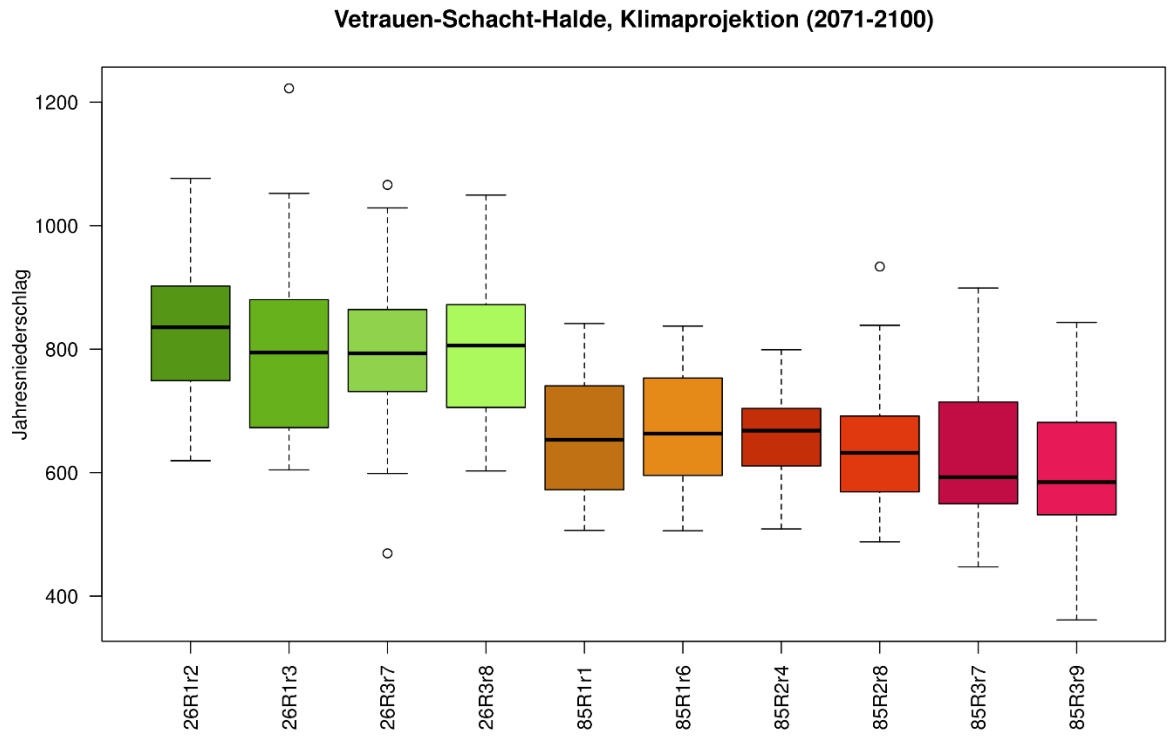



**Abbildung 27: Boxplots des Jahresniederschlags für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

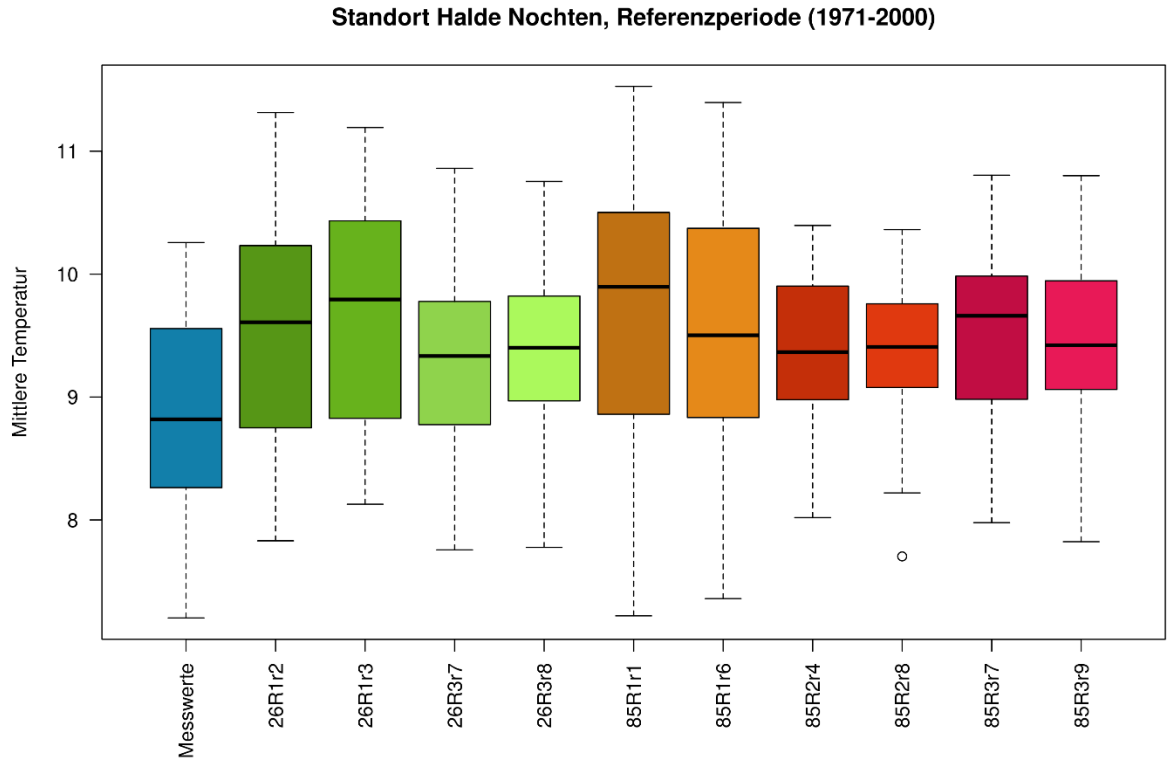



**Abbildung 28: Boxplots der mittleren Temperatur für die Referenzperiode (1971-2000) für die Kippe Nochten.**

Für den Standort der Kippe Nochten liegen der Median der gemessenen Temperaturen der Referenzperiode (1971-2000) deutlich niedriger als die Medianwerte der Modellergebnisse (Abbildung 28). Auch das Szenario RCP2.6 weist hier im Fall des Laufes 1 in der zweiten Realisierung fast ein Grad höhere Temperaturen auf. Im Szenario RCP8.5 sind die Medianwerte ähnlich. Vor allem der Modellauf RCP8.5r2 weist eine sehr enge Verteilung im Vergleich zu den realen Daten als auch des RCP8.5r1 auf.

Die Modellergebnisse zu den Medianwerten der Temperaturen in der fernen Zukunft (2071-2100) sind am Standort Nochten gegenüber der Referenzperiode deutlich erhöht (Abbildung 29). Besonders auffällig ist dies für alle Realisierungen des RCP8.5, deren Medianwerte um oder über 13°C liegen.

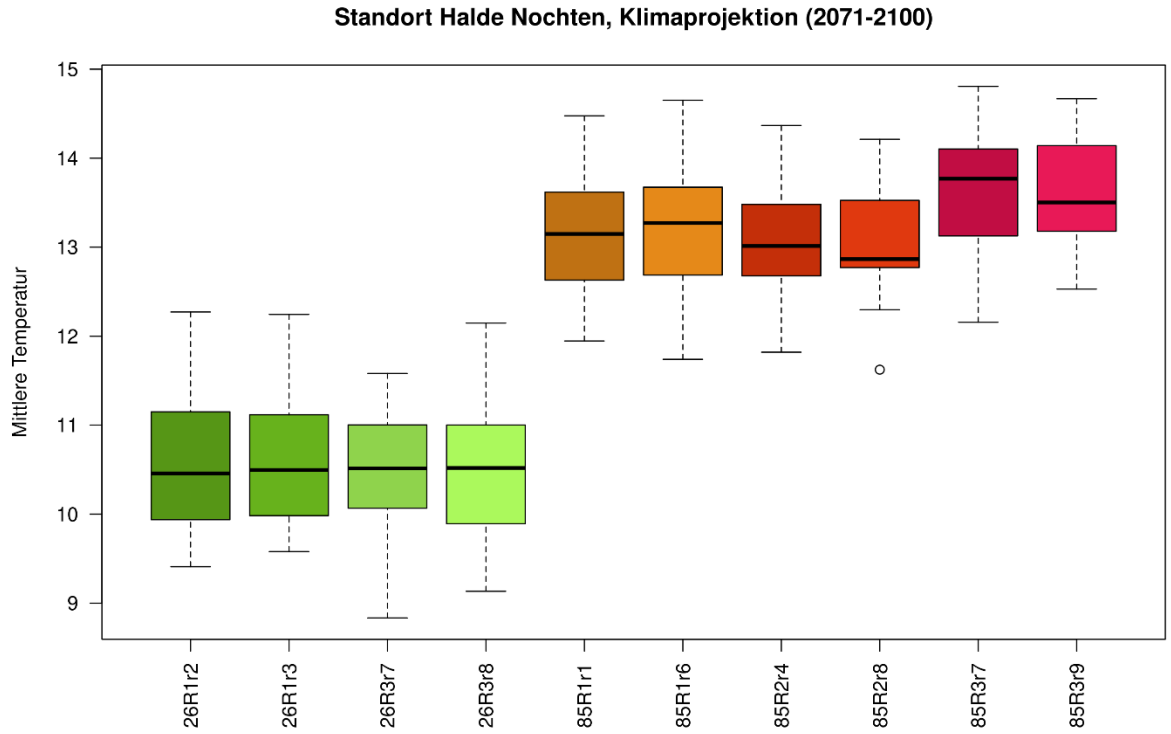



**Abbildung 29: Boxplots der mittleren Temperatur für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Kippe Nochten.**

Die Jahressummen der Niederschläge werden hingegen im Vergleich zu den realen Daten für die Referenzperiode (1971-2000) mit nicht so großen anteiligen Abweichungen wie bei der mittleren Temperatur abgebildet (Abbildung 30). Wie schon an der Vertrauen-Schacht-Halde ist die Spannweite zwischen Maxima und Minima ist bei den realen Messwerten höher als bei den modellierten Daten. Möglicherweise weist dies auf Einschränkungen in den Modellen hin.

Für die ferne Zukunft (2071-2100) sind die Verteilungen der Jahresniederschläge in Abbildung 31 dargestellt. Im RCP2.6 liegen dieser bereits unter den Werten der Referenzperiode. Die Realisierungen des Szenarios RCP8.5 weisen durchgängig über alle Realisierungen auf im Vergleich dazu nochmals reduzierten Jahresniederschläge hin.

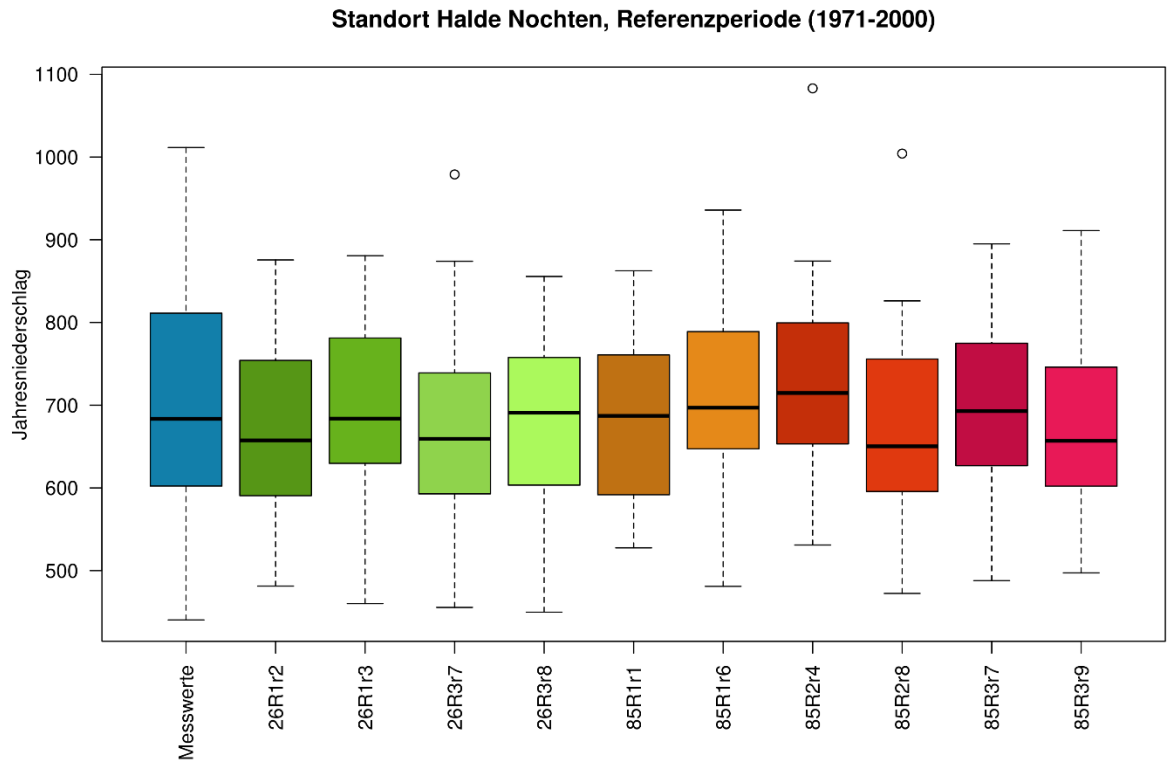



**Abbildung 30: Boxplots des Jahresniederschlags für die Referenzperiode (1971-2000) für die Kippe Nochten.**

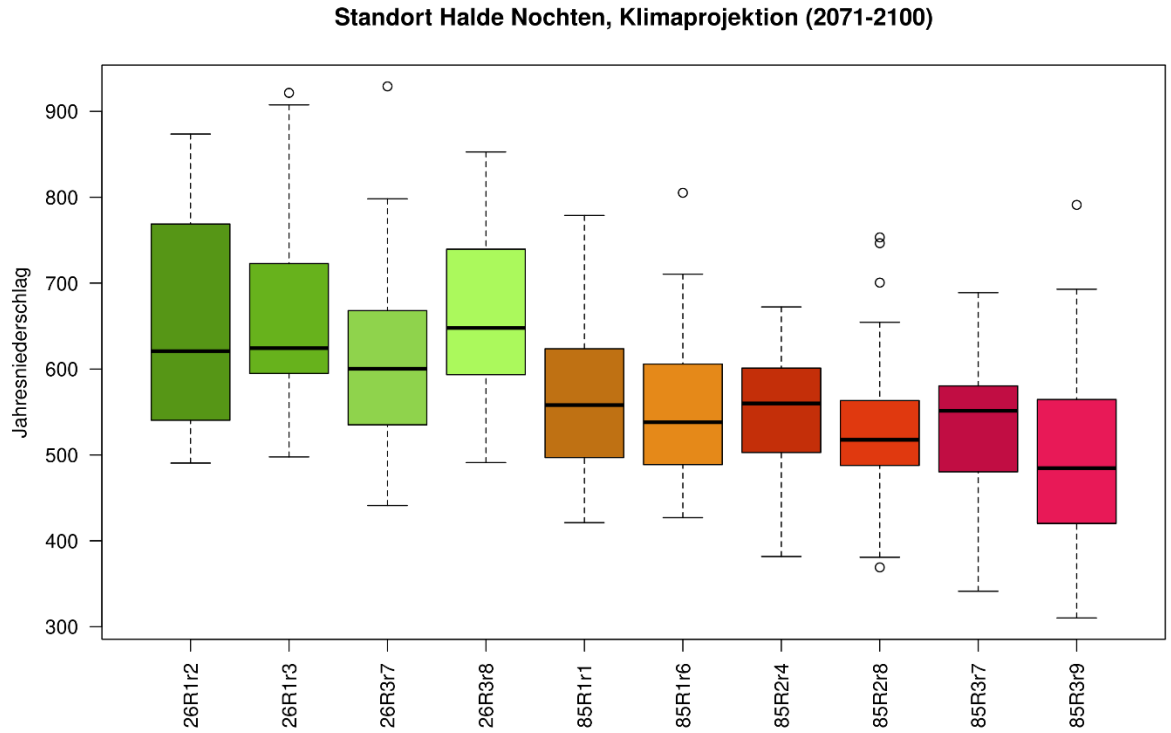



**Abbildung 31: Boxplots des Jahresniederschlags für die ferne Zukunft (2071-2100) für die Kippe Nochten.**

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Vergleich der realen (aber räumlich interpolierten) Messdaten mit den Verteilungen der verschiedenen Realisierungen innerhalb der Referenzperiode 1971-2000 teilweise durchaus deutliche Abweichungen aufweist. Dies weist darauf hin, dass die Modelle die Referenzperiode nicht exakt nachbilden können. Dennoch ist davon auszugehen, dass die Abweichungen der vorliegenden Modelldaten von den Messdaten nicht so gravierend sind, als dass diese für die hier anstehende Fragestellung, welchen Effekt verschiedene Forstanbausysteme auf den Wasserhaushalt einer Halde bzw. Kippe haben, nicht verwendet werden könnten. Dennoch sind diese immer nur als Näherung an die Realität zu betrachten. Eine weitergehende, vertiefte Analyse der Unterschiede zwischen realen Daten und Modellergebnissen ist nicht die Aufgabe der hier vorliegenden Studie.

Weiter zeigen die Unterschiede zwischen den Realisierungen innerhalb der Modellläufe sowie zwischen den Modellläufen, dass mit den ausgewählten Daten jeweils eine größere Spannweite abgedeckt wird und so die daraus hier abgeleiteten Modellergebnisse vermuten lassen, dass die spätere tatsächliche Entwicklung darin eingeschlossen sein wird.

# 6 BEISPIELHAFTE MODELLIERUNG DES WASSERHAUSHALTES

## 6.1 METHODIK

### 6.1.1 MODELLWAHL UND -KONZEPT

Der Einfluss der Forstanbausysteme auf den Wasserhaushalt der Haldenstandorte wird mittels der Simulation von Evapotranspiration und Sickerwasserbildung bewertet.

Als Modellansatz wird das eindimensionale hydrologische Modell LWFbrook90 verwendet, welches auf dem Modell Brook90 von Federer (2002) basiert und von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft weiter qualifiziert wurde (Hammel und Kennel 2001). Es handelt sich um ein physikalisch basiertes Speichermodell, mit dem im Tageszeitschritt die Evapotranspiration (Pflanzenverdunstung, Interzeption, Bodenverdunstung) und Bodenwasserflüsse inklusive Bodenwassergehalten und Druckhöhen eines mit Vegetation bedeckten Bodenprofils modelliert werden. Der Bodenwasserhaushalt wird auf Basis der Richards-Gleichung abgebildet, womit Brook90 deutlich prozessorientierter ist als einfache Speichermodelle. Dem Nutzer stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, um den Bodenwasserrückhalt und -transport zu parametrieren. Brook90 ist zur detaillierten Simulation des Wasserhaushaltes von Waldbeständen geeignet (Hörmann u. a. 2003). Die für die modellhafte Abbildung eines Waldbestandes besonders wichtigen Parameter wie Blattflächenindizes, Stammzahlen, Bestandeshöhen etc. können vom Nutzer in das Modell eingegeben werden, wobei auch die phänologische Entwicklung mittels wählbarer Schätzfunktionen vom Modell nachvollzogen wird. Die nachgewiesene Eignung des Modells zur Wasserhaushaltssimulation von Waldbeständen, die prozessorientierte Abbildung des Bodenwasserhaushalts, die vielfältigen Möglichkeiten der Parameterbelegung durch den Nutzer sowie die freie Verfügbarkeit des Modellcodes gaben den Ausschlag zur Wahl des Modells LWFbrook90 für diese Studie.

Der LWFbrook90-Modellcode steht dem Anwender in verschiedenen Umgebungen zur Verfügung. In dieser Studie haben wir die R-Bibliothek (R Core Team 2017) LWFBrook90R (Schmidt-Walter u. a., o. J.) genutzt, welche von der Entwickler-Plattform GitHub bezogen werden kann (https://github.com/pschmidtwalter/LWFBrook90R). Zur Funktionsweise des Modells möchten wir auf die Homepage des Modellentwicklers verweisen (http://www.ecos-hift.net/brook/b90doc.html). Ein Modellschema, welches die simulierten Teilprozesse visualisiert, ist unter https://github.com/rkronen/Brook90_R zu finden. Die Parametrierung des Modells, die wir nutzerseitig vorgenommen haben, ist in den Kapiteln 5.2 und 5.3 beschrieben. Die von uns vorgenommene Parametrierung beruht auf unseren eigenen Erhebungen, den verfügbaren Daten und Vorinformationen sowie den angebotenen Voreinstellungen und ist in Anlage 21 zusammengefasst.

### 6.1.2 HORIZONTALE UND VERTIKALE DISKRETISIERUNG

Die Kippe und Halde wurde, wie bereits beschrieben, in Hydrotope unterteilt (Kap. 5). Im Fall der Vertrauen-Schacht-Halde sind die Standortbedingungen kleinräumig sehr variabel (Kap. 5.2), weshalb jeder Profilstandort (= Beprobungspunkt) einzeln modelliert wurde. Dies ist kein Problem, da es sich beim Modell LWFBrook90R nicht um ein räumlich verteiltes Modell handelt, d. h. die Größe des modellierten Standorts ist unerheblich. Für die Auswertung wer-

den die Modellergebnisse der Profilstandorte innerhalb der Hydrotope gemittelt (ungewichteter Stichprobenmittelwert, welcher für die einfache Zufallsstichprobe eine unverzerrte Schätzung der Zielvariablen gewährleistet), womit die Wasserhaushaltsgrößen auf die Hydrotope bezogen werden können. Für die Kippe Nochten wurde die Modellierung auf Ebene der Hydrotope vorgenommen. Die Modellergebnisse der 12 Hydrotope wurden auf Basis ähnlicher Standorteigenschaften bzw. identischer Vegetationsbedeckung vor der Auswertung zu sechs Teilflächen durch Mittelwertbildung zusammengefasst (Kap. 5.3).

Hinsichtlich der vertikalen Untergliederung der Standorte bzw. Hydrotope in die einzelnen Modellbodenschichten haben wir für die oberen 10 cm des Bodens eine sehr hohe Auflösung von 0,5 cm gewählt. Damit folgen wir der Empfehlung von Downer und Ogden (2003), für eindimensionale Simulationen der Regeninfiltration in trockene Böden mit Hilfe der Richards-Gleichung eine hohe räumliche Diskretisierung von < 1 cm nahe der Landoberfläche zu wählen (Downer und Ogden 2003). Diese Empfehlung verbessert die Modellnumerik und gilt unabhängig von den für die einzelnen Schichten verfügbaren Eingangsdaten. Für die weiteren Modellbodenschichten unterhalb 10 cm bis 200 cm Bodentiefe sind wir in 5-cm-Schritten vorgegangen. Da unsere Daten nur bis 60 cm (Vertrauen-Schacht-Halde) bzw. 100 cm (Kippe Nochten) vorliegen, wurden die Parameter Bodenart und Skelettgehalt aus diesen Tiefen in die darunterliegenden Schichten übertragen. Damit ergaben sich insgesamt 58 Modellbodenschichten.

### 6.1.3 MODELLABLAUF

Die Modellierung erfolgt in Tageszeitschritten. Ein Teil der Berechnungen für einen Modelllauf ist jedoch nur einmal erforderlich und wird dann für jeden Berechnungstag erneut übernommen. Dazu gehört z. B. die Ableitung von Parametern der Bodenwasserretentionsfunktion aus den Bodendaten. Des Weiteren ermitteln tägliche Teilrechnungen die Variablen, die mit dem Tag des Jahres standortabhängig variieren. Hierzu zählt u. a. die Ableitung von Kronendachstrukturparametern wie der Blattflächenindex, die sich im Verlaufe der Vegetationsperiode ändern. Inter-annuelle Variationen müssen nicht berücksichtigt werden, da der simulierte Wald nicht wächst, sondern auf den Zustand seines maximalen Zuwachses fixiert wird. Schließlich erfolgen die Simulationen der Teilprozesse Interzeption, Verdunstung, Versickerung und Abfluss. Anlage 3 beschreibt die einzelnen Teilrechnungen im Detail.

Jedes Hydrotop (Kippe Nochten) bzw. jeder Bodenprofilstandort (Vertrauen-Schacht-Halde) wurde mit jeder der zehn meteorologischen Zeitreihen (Tabelle 19) simuliert, und zwar jeweils für das aktuelle und das alternative Forstanbausystem. Daraus ergeben sich für die Kippe Nochten mit ihren 12 Hydrotopen insgesamt 240 Simulationen und für die 23 Profilstandorte auf der Vertrauen-Schacht-Halde 460 Simulationen.

Ein Modelllauf läuft dabei folgendermaßen ab:

- Zunächst werden die Eingangsdaten eingelesen. Dazu gehören die meteorologischen Daten, die Boden- und Standortdaten (Bodenart, Skelettgehalt, Wurzeltiefe, Wurzeldichte, Hangneigung, Hanglänge, Exposition) sowie die Vegetationsdaten (Baumart, Baumhöhe, maximaler Blattflächenindex, Stammflächenindex).
- Aus den Eingangsdaten werden, sofern notwendig, Modellparameter abgeleitet. Für die Ableitung der Parameter der Wasserretentionsfunktion (Mualem-van Genuchten-Parameter) stellt LWFBrook90R verschiedene Pedotransferfunktionen (PTF) zur Verfügung. Für unsere Eingangsdaten eignen sich die tabellierten Werte von Wessolek et al. (Wessolek, Duijnisveld und Trinks 2009). Des Weiteren werden Beginn und Ende

der Vegetationsperiode für die jeweilige Hauptbaumart aus der Tagesmitteltemperatur und dem Tag des Jahres für jedes Simulationsjahr abgeleitet. Schließlich erfolgt die Zuweisung des Blattflächenindexwertes für jeden Simulationstag auf Basis des im vorherigen Schritt ermittelten Beginns und Endes der Vegetationsperiode sowie des maximalen Blattflächenindex. Hier geht zudem die Information ein, ob es sich bei dem simulierten Waldbestand um (hauptsächlich) Nadel- oder Laubbäume handelt. Im Fall von Laubbäumen wird der BFI im Winter auf 0 gesetzt, bei Nadelbäumen beträgt der minimale BFI im Winter 60 % des maximalen BFI im Sommer.

- Es werden Listen definiert, welche weitere Modellkontrolloptionen und -parameter enthalten, z. B. die Übernahme von Hanglänge und Hangneigung aus den Eingangsdaten.
- Die benötigten Ausgaben und ihre zeitliche Auflösung werden festgelegt. Das heißt, aus allen verfügbaren Ausgaben werden diejenigen ausgewählt, die für die Interpretation der Ergebnisse relevant sind. In unserem Fall waren das die Wasserhaushaltsgrößen Evapotranspiration, Interzeption, potenzielle und aktuelle Transpiration sowie Sickerwassermenge auf Jahresbasis sowie der Bodenwassergehalt auf Tagesbasis.
- Die zentrale Funktion, um den LWFbrook90-Modellcode innerhalb von R auszuführen, wird aufgerufen.

### 6.1.4 LIMITATIONEN

Die Ergebnisse dieser Studie sind als Orientierung zu verstehen im Hinblick darauf, welche Entwicklung der Bestandswasserhaushalt auf den beiden Haldenstandorten für die simulierten Forstanbausysteme unter Klimawandel vollziehen könnte. Unser Hauptaugenmerk liegt auf den Vergleichen zwischen Standorten, Anbausystemen und Klimaszenarien. In Ermangelung von Daten zur Validierung der Modellergebnisse sind die absoluten Werte generell nur eingeschränkt interpretierbar, da nicht überprüft werden kann, ob und wie stark sie von realen Werten differieren. Da die Parametrierung auf der Grundlage aller verfügbaren Daten und Informationen vorgenommen wurde (z. B. erhobene Boden- und Vegetationsdaten), sollte der Vergleich zwischen den Forstanbausystemen bzw. einzelnen Zeiträumen dennoch plausible Ergebnisse liefern.

Eine weitere Limitation besteht in dem teilweise unvollständigen oder nur lückenhaft dokumentierten allgemeinen Kenntnisstand z. B. zum Einfluss von Baumarten bzw. Waldbestände auf den Humusgehalt, zur Wurzelverteilung in Abhängigkeit von Baumart und Standort etc. Hinzu kommt, dass auch der Einfluss des Klimawandels nur bedingt wiedergegeben werden kann, da z. B. pflanzenphysiologische Reaktionen auf Hitzestress wie das Schließen der Stomata lediglich in Form von Richtwerten in die Modellierung einfließen. Sofern entsprechende Messergebnisse vorliegen würden, wäre LWFbrook90 aufgrund seiner zahlreichen Parameter jedoch geeignet, derartige Prozesse abzubilden.

Aufgrund der genannten Limitationen können Unterschiede in den Modellergebnissen zwischen Hydrotopen bzw. Teilflächen sowie jeweils zwischen den beiden Forstanbausystemen ausschließlich auf Unterschiede im standortspezifischen Bodenwasserhaushalt, den oberirdischen Pflanzeneigenschaften sowie der Dauer der Vegetationsperiode, welche in Abhängigkeit von der jeweiligen Hauptbaumart modellintern für jedes Jahr ermittelt wird, zurückgeführt werden.

## 6.2 ERGEBNISSE DER MODELLIERUNG

### 6.2.1 ERGEBNISSE DER MODELLLÄUFE FÜR DIE VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

#### 6.2.1.1 ENTWICKLUNG DER NIEDERSCHLÄGE

Für die Interpretation der Modellläufe ist die Entwicklung der Niederschläge neben dem angenommenen Strahlungsantrieb (radiative forcing) eine wesentliche Eingangsgröße. Die betrachteten Niederschläge sind den verschiedenen Modellläufen der regionalisierten Klimamodellierung entnommen (Kap. 5.3). Die Entwicklung für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde ist in Abbildung 32 dargestellt. Im Szenario RCP2.6r1 liegt das Gesamtmittel bei 818 mm/a. Die Werte schwanken ohne klare Tendenz um diesen Mittelwert. Die Niederschläge zwischen den Jahren 2000 und 2100 weisen nur eine schwache Verringerung auf, die am Ende der Reihe um 27-35 mm/a unter den Werten der Referenzperiode liegen. Im Szenario RCP2.6r3 bewegen sich die Werte um den Mittelwert. Im Szenario RCP8.5r1 liegt nicht nur der Mittelwert bei nur noch 770 mm/a, sondern die Kurve zeigt auch nach dem Jahr 1995 einen stetigen Abfall. Das Szenario RCP8.5r2 ähnelt dem weitgehend. Dem gegenüber liegt der Mittelwert im Szenario RCP8.5r3 nur noch bei 737 mm/a. Der Verlauf zeigt ebenfalls einen stetigen Abfall mit einer konstanten Phase zwischen den Jahren 2020 und 2050. Die Abnahme fällt im Szenario RCP8.5 und besonders im Modellablauf 3 besonders stark aus. Die Mittelwerte des Niederschlags liegen hier zum Ende der Zeitreihe ab 2070 um mehr als 200 mm/a geringer als in der ersten Referenzperiode (1971-2000), im Falle des Lauf 3 sogar um mehr als 230 mm/a.

Auffällig ist, dass im Szenario RCP2.6 trockene und feuchtere Jahre verteilt über den gesamten Zeitraum zu beobachten sind, während im Szenario RCP8.5 die fünf feuchteren Jahre zu Beginn auftreten und später im Vergleich hierzu die fünf trockeneren Jahre alle im späteren Teil der Zeitreihe zu finden sind. Das heißt, dass ein Ausgleich besonders trockener Jahre durch ein besonders feuchtes Jahr kaum mehr zu erwarten ist, wie die Verläufe der Kurven zeigen.

Saisonale Schwankungen innerhalb der Jahre sind bekannt. So nehmen generell die Sommerniederschläge ab, während die Winterniederschläge in geringerem Maße zunehmen (Spekat & Enke 2020). Das Szenario RCP2.6 zeigt gering zunehmende Winterniederschläge, während die Niederschläge im Frühjahr und Herbst leicht rückgängig sind. Im Szenario RCP8.5 sind die Veränderungen im Winter nur gering, zu allen anderen Jahreszeiten gehen die Niederschläge über den Gesamtzeitraum jedoch deutlich zurück.

Für die Haldenforstsysteme führt dies zusammen mit den höheren Verdunstungsraten zu niedrigeren Bodenwassergehalten (zu deren jahreszeitlichen Verlauf siehe Kap. 6.2.1.3.5, 6.2.1.4.5). Differenziert nach Jahreszeiten sind die Niederschlagswerte in Tabelle 20 dargestellt.

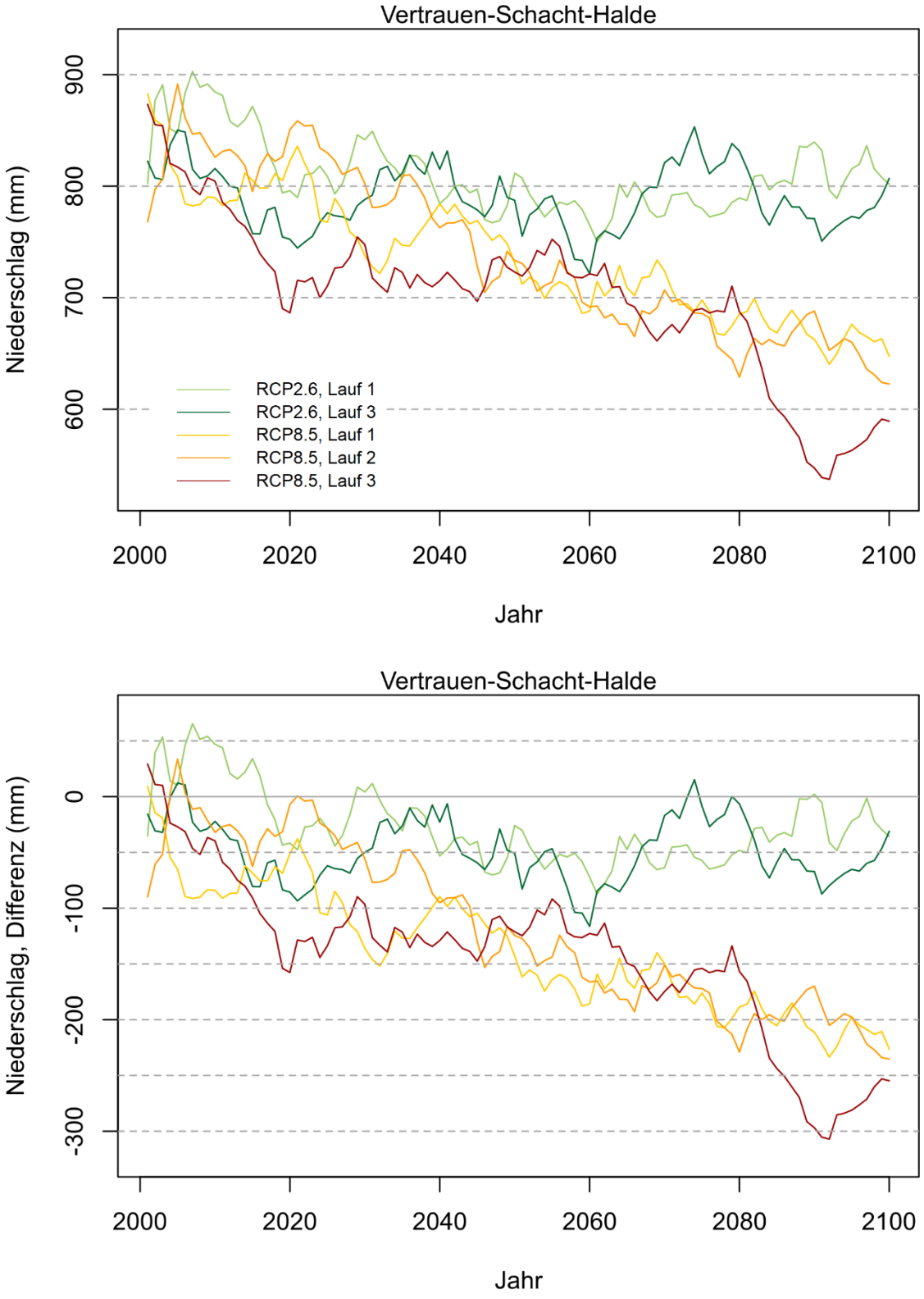



**Abbildung 32: Entwicklung der modellierten Niederschläge zwischen den Jahren 2001 und 2100 absolut (oben) und als Abweichung zur Referenzperiode 1970 bis 2000 (unten) in mm/a für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde. Die Zeitreihen sind als geglättete zehnjährige Mittel dargestellt.**

**Tabelle 20: Differenzierung der modellierten Niederschläge innerhalb der Jahre für jeweils 30-jährige Perioden für den Standort Vertrauen-Schacht-Halde. Für das Frühjahr wurden die Monate März bis Mai, für Sommer Juni bis August, Herbst September bis November und Winter Dezember bis Februar verwendet.**

| Lauf | Periode | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | Jahr |
|---|---|---|---|---|---|---|
| R26r1 | 1971-2000 | 183,8 | 276,6 | 180,5 | 196,7 | 837,6 |
| R26r1 | 2021-2050 | 152,7 | 273,3 | 175,4 | 211,2 | 812,6 |
| R26r1 | 2071-2100 | 172,9 | 253,7 | 178,8 | 204,9 | 810,3 |
| R26r3 | 1971-2000 | 192,8 | 258,4 | 194,3 | 192,6 | 838,1 |
| R26r3 | 2021-2050 | 149,9 | 260,9 | 176,9 | 209,2 | 796,9 |
| R26r3 | 2071-2100 | 163,9 | 264,6 | 167,0 | 207,5 | 803,1 |
| R85r1 | 1971-2000 | 181,2 | 303,4 | 189,8 | 199,3 | 873,8 |
| R85r1 | 2021-2050 | 146,8 | 235,7 | 166,8 | 201,7 | 751,0 |
| R85r1 | 2071-2100 | 128,0 | 188,3 | 138,9 | 209,9 | 665,1 |
| R85r2 | 1971-2000 | 184,1 | 286,4 | 187,1 | 200,4 | 858,0 |
| R85r2 | 2021-2050 | 158,2 | 237,9 | 166,7 | 203,3 | 766,2 |
| R85r2 | 2071-2100 | 106,5 | 191,8 | 142,2 | 206,0 | 646,5 |
| R85r3 | 1971-2000 | 167,7 | 283,5 | 193,9 | 199,2 | 844,2 |
| R85r3 | 2021-2050 | 129,1 | 248,1 | 153,1 | 198,3 | 728,6 |
| R85r3 | 2071-2100 | 107,0 | 172,6 | 130,8 | 197,6 | 608,0 |

Für die Vegetation ist eine durchgängige Wasserversorgung wähend der Vegetationsperiode entscheidend. Problematisch sind längere trockene Perioden, in denen kein Niederschlag fällt. Der tatsächliche Wasserstress ergibt sich erst aus dem Wechselspiel zwischen verfügbarem Wasserspeicher, Temperatur und Verdunstung und ist im Kap. 6.2.1.3.5 dargestellt. Die Auswertung der Trockenperioden zeigt hingegen standortunabhängig die Veränderungen, die die verschiedenen Modellrechnungen und Modellläufe annehmen. Hierzu wurde für das Sommerhalbjahr in den Monaten März bis August ausgewertet, wie lang die längste Dürreperiode für jedes Jahr war. Dazu wurden die Tage ohne bzw. bis zu einem Niederschlag von 2 mm in Folge gezählt. Die geringfügigen Niederschläge bis zu 2 mm wurden mit hinzugenommen, da der Neiderschlag dabei ohnehin kaum den Boden erreicht, sondern direkt von den Blattoberflächen als Interzeption wieder verdunstet. Betrachtet wird die längste Periode ohne nennenswerten Niederschlag, da diese am ehesten zu irreversiblen Trockenschäden bei der Vegetation führen kann. Zusätzlich wurde die Anzahl der Tage in solchen Trockenperioden im Jahr insgesamt gezählt, wobei diese mindestens länger als eine Woche (7 Tage) andauern musste, um berücksichtigt zu werden.

**Tabelle 21: Auswertung der Dürreperioden für die Vertrauen-Schacht-Halde für die beiden Vergleichszeiträume 1971-2000 und 2071-2100. Dargestellt ist das Mittel der längsten Trockenperiode (in Tagen) sowie die Minima und Maxima für die einzelnen Modellläufe und Realisationen. Gezählt wurden Tage in Serie mit bis zu 2 mm Niederschlag. Bei der Anzahl der Tage mit bis zu 2 mm Niederschlag/Tag wurden nur die berücksichtigt, bei denen dies mehr als 7 Tage in Folge gegeben war.**

| Modelllauf | 1971-2000 | | | | | | 2071-2100 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| und | Längste Dürreperiode | | | Anzahl Tage/Jahr | | | Längste Dürreperio. | | | Anzahl Tage/Jahr | | |
| Realisation | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max |
| RCP2.6R1r1 | 18,0 | 10 | 43 | 24,5 | 10 | 43 | 19,3 | 8 | 55 | 32,7 | 8 | 80 |
| RCP2.6R1r2 | 20,8 | 8 | 41 | 32,0 | 8 | 56 | 21,6 | 10 | 49 | 32,1 | 15 | 53 |
| RCP2.6R3r1 | 19,9 | 9 | 39 | 32,3 | 10 | 52 | 18,4 | 11 | 41 | 27,1 | 14 | 51 |
| RCP2.6R1r8 | 18,8 | 10 | 32 | 27,8 | 10 | 51 | 19,6 | 12 | 46 | 31,5 | 12 | 66 |
| RCP8.5R1r1 | 19,1 | 9 | 44 | 27,3 | 9 | 56 | 22,2 | 11 | 38 | 36,6 | 11 | 71 |
| RCP8.5R1r6 | 20,5 | 8 | 45 | 30,2 | 8 | 68 | 23,5 | 12 | 49 | 39,2 | 12 | 71 |
| RCP8.5R2r1 | 18,7 | 10 | 35 | 27,4 | 11 | 56 | 23,4 | 13 | 45 | 42,1 | 13 | 82 |
| RCP8.5R2r4 | 19,5 | 11 | 44 | 27,0 | 12 | 44 | 23,8 | 16 | 43 | 42,7 | 16 | 70 |
| RCP8.5R3r2 | 20,4 | 10 | 47 | 29,5 | 10 | 59 | 26,0 | 11 | 48 | 44,8 | 13 | 83 |
| RCP8.5R3r9 | 21,2 | 10 | 41 | 32,5 | 10 | 63 | 28,1 | 16 | 50 | 44,7 | 16 | 88 |

Die Ergebnisse zur Ermittlung der Dürreperioden sind in Tabelle 21 für die beiden Vergleichsperioden 1971-2000 und 2071-2100 dargestellt. Die Modellergebnisse für das Szenarion RCP2.5 zeigen, dass die Länge der Trockenperioden nur wenig zunimmt, die Anazhl der Tage in Dürreperioden aber um etwa 8 %. Die Maxima sowohl der Länge der längsten Periode ohne Niederschlag als auch die Gesamtzahl der Tage ohne Niederschlag nehmen jedoch deutlicher zu (24 bzw. 27%). Das Szenario RCP2.6 nimmt also bereits Phasen längerer Trockenheit an, die für die Vegetation kritisch werden können.

Die RCP8.5-Szenarioen hingegen zeigen eine deutliche Zunahme der Länge der niederschlagsfreien Perioden um im Mittel 23 %, die Anzahl der Tage ohne Niederschlag um im Mittel 44%. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Vegetation unter Trockenstress gerät, erheblich. Bei der Länge der längsten Trockenperiode nehmen die Minima um im Mittel 36% zu, die Maxima nur um 8 %. D.h. es sind nicht einzelne Extremjahre, die besonders die modellierte Klimaänderung ausmachen, sondern es ist mit durchgängig längeren Perioden ohne nennenswerten Niederschlag zu rechnen.

#### 6.2.1.2 ENTWICKLUNG DER TAGESHÖCHSTTEMPERATUREN

Besonders heiße Tage wirken sich nachteilig auf einige Baumarten auf. Hier ist vor allem die Kiefer zu nennen, die bei Tageshöchsttemperaturen über 35 °C unter starken Stress gerät (Kätzel 2009). Analog zu der Betrachtung für den Standort Nochten (Kap. 6.2.2.2) stellt sich die Frage, ob auch an der Vertrauen-Schacht-Halde mit Tageshöchsttemperaturen über 35 °C zu rechnen ist. Die Auswertung der Daten zeigt, dass auch in den Szenarien RCP8.5 die Anzahl so heißer Tage sehr gering bleibt, nur selten auftritt und auch erst nach dem Jahr 2070. Auch wenn die Kiefer bislang an der Vertrauen-Schacht-Halde keine Rolle spielt, könnte diese Baumart oder andere wärmeempfindliche Baumarten hier noch zum Einsatz gelangen.

Ergänzend wurde auch die Länge solcher Hitzeperioden im Vergleich der Perioden 1971-2000 und 2071-2100 ausgewertet. Das Ereignis „Tage über 35°C insgesamt" tritt zwischen 1971 und 2000 nur sehr selten auf und wenn überhaupt dann mit nur einem Tag im Jahr (Tabelle

22). In den Modellläufen des Szenario RCP2.6 für die Jahre 2071-2100 werden diese Ereignisse bereits deutlich häufiger. Im Szenario RCP8.5 ergeben die Modellläufe bis zu 7 Tage über 35°C.

**Tabelle 22: Auswertung der Hitzeperioden mit täglichen Maximaltemperaturen über 35°C für den Standort der Vertrauenschacht-Halde. Betrachtet wurden die verschiedenen Modellläufe und Realisationen. Jeweils wurde die Anzahl der aufeinander folgenden Hitzetage ermittelt, dargestellt sowohl als Mittel über die 30jährige Periode als auch die Minima und Maxima. Zusätzlich ist die absolute Anzahl der Tage über 35 °C mit angegeben.**

| | 1971-2000 | | | | | | 2071-2100 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Modellauf/ | Längste Hitzeper. | | | Anzahl Tage/Jahr | | | Längste Hitzeper. | | | Anzahl Tage/Jahr | | |
| Realisierung | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max |
| RCP2.6R1r1 | 0,03 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 | 0,13 | 0 | 1 | 0,17 | 0 | 2 |
| RCP2.6R1r2 | 0,00 | 0 | 0 | 0,00 | 0 | 0 | 0,23 | 0 | 3 | 0,23 | 0 | 3 |
| RCP2.6R3r1 | 0,07 | 0 | 1 | 0,07 | 0 | 1 | 0,10 | 0 | 1 | 0,10 | 0 | 1 |
| RCP2.6R1r8 | 0,07 | 0 | 1 | 0,07 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 |
| RCP8.5R1r1 | 0,10 | 0 | 1 | 0,10 | 0 | 1 | 0,90 | 0 | 3 | 1,20 | 0 | 5 |
| RCP8.5R1r6 | 0,07 | 0 | 1 | 0,07 | 0 | 1 | 0,90 | 0 | 3 | 1,30 | 0 | 5 |
| RCP8.5R2r1 | 0,07 | 0 | 1 | 0,07 | 0 | 1 | 1,00 | 0 | 3 | 1,23 | 0 | 7 |
| RCP8.5R2r4 | 0,03 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 | 1,07 | 0 | 3 | 1,40 | 0 | 4 |
| RCP8.5R3r2 | 0,03 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 | 0,83 | 0 | 3 | 1,27 | 0 | 6 |
| RCP8.5R3r9 | 0,03 | 0 | 1 | 0,03 | 0 | 1 | 1,07 | 0 | 3 | 1,50 | 0 | 7 |

Die Länge dieser Hitzeperioden, die für die Jahre 1971-2000 mit höchstens einem Tag pro Jahr angegeben wird, ändert sich vor allem im Szenario RCP8.5 in den Jahren 2071-2100. In letzterem beträgt bereits der Durchschnitt der längsten Periode über das Jahr fast einen Tag, d.h. die Ereignisse treten fast jährlich auf - etwa 17-mal so häufig wie in der Referenzperiode 1971-2000. Unter diesen Bedingungen sind Schäden bei empfindlichen Baumarten wie der Kiefer nicht auszuschließen.

#### 6.2.1.3 WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN, AKTUELLES FORSTANBAUSYSTEM FÜR DIE VERTRAUENSCHACHT-HALDE

##### 6.2.1.3.1 Entwicklung der Evapotranspiration

Die Evapotranspiration im Szenario RCP2.6r1 (Abbildung 33, Anlage 13) im Hydroptop 1 (H1) beträgt im Mittel 362 mm/a und schwankt über die Zeitreihe um diesen Mittelwert. Im Vergleich dazu weisen alle anderen Hydrotope zunächst einen Anstieg der ET, der bis etwa 2070 wieder abfällt und dann erneut ansteigt, auf. In allen Fällen liegt die ET im letzten 30-jährigen Mittel im Vergleich zum ersten 30-jährigen Mittel niedriger als im H1. Offenbar profitiert hier das H1 von der Kombination eines hohen Wasserspeichers mit der ebenen Lage. Die geringste ET zeigt das H3 mit im Mittel nur 285 mm/a ET. Hier wirkt sich die im Vergleich zu den anderen Standorten geringste Wasserspeicherfähigkeit aus. Die Ergebnisse für das Szenario RCP2.6r3 weichen hiervon nicht wesentlich ab (Abbildung 33, Anlage 13).

Im Szenario RCP8.5r1 ist die ET aller Hydrotope geringer als im Szenario RCP2.6r1 (Abbildung 33, Anlage 13). Die Spannweite der Mittelwerte beträgt hier zwischen 363 mm/a (H1) und 278 mm/a (H3), die gleichen Hydrotope, die schon im Szenario RCP2.6r1 die beiden Extremwerte aufwiesen. Im H1 steigt die ET zunächst an und fällt dann zum Ende hin auf den Ausgangswert zurück. Anders hingegen jedoch auf den anderen vier Hydrotopen, wo nach einem Anstieg bis etwa 1990 die ET relativ stetig absinkt bis auf 244 mm/a (H3, letzte 30-jährige

Periode). Im Szenario RCP8.5r2 ist die ET nochmals etwas geringer und der Verlauf zeigt eine etwas höhere Varianz.

Im Szenario RCP8.5r3 (Abbildung 33, Anlage 13) wird für das H1 eine mittlere ET von 351 mm/a angegeben, die bis 2040 leicht ansteigt, um dann stetig abzufallen. Die anderen vier Hydrotope zeigen untereinander wieder einen ähnlichen Verlauf, wobei die Werte bis etwa 2015 abfallen, dann bis 2040 auf etwa diesem Niveau verharren, bis sie danach deutlich abfallen. So werden auf dem H3 in der letzten 30-jährigen Periode nur noch 212 mm/a ET ausgewiesen, 110 mm/a weniger als im H1.

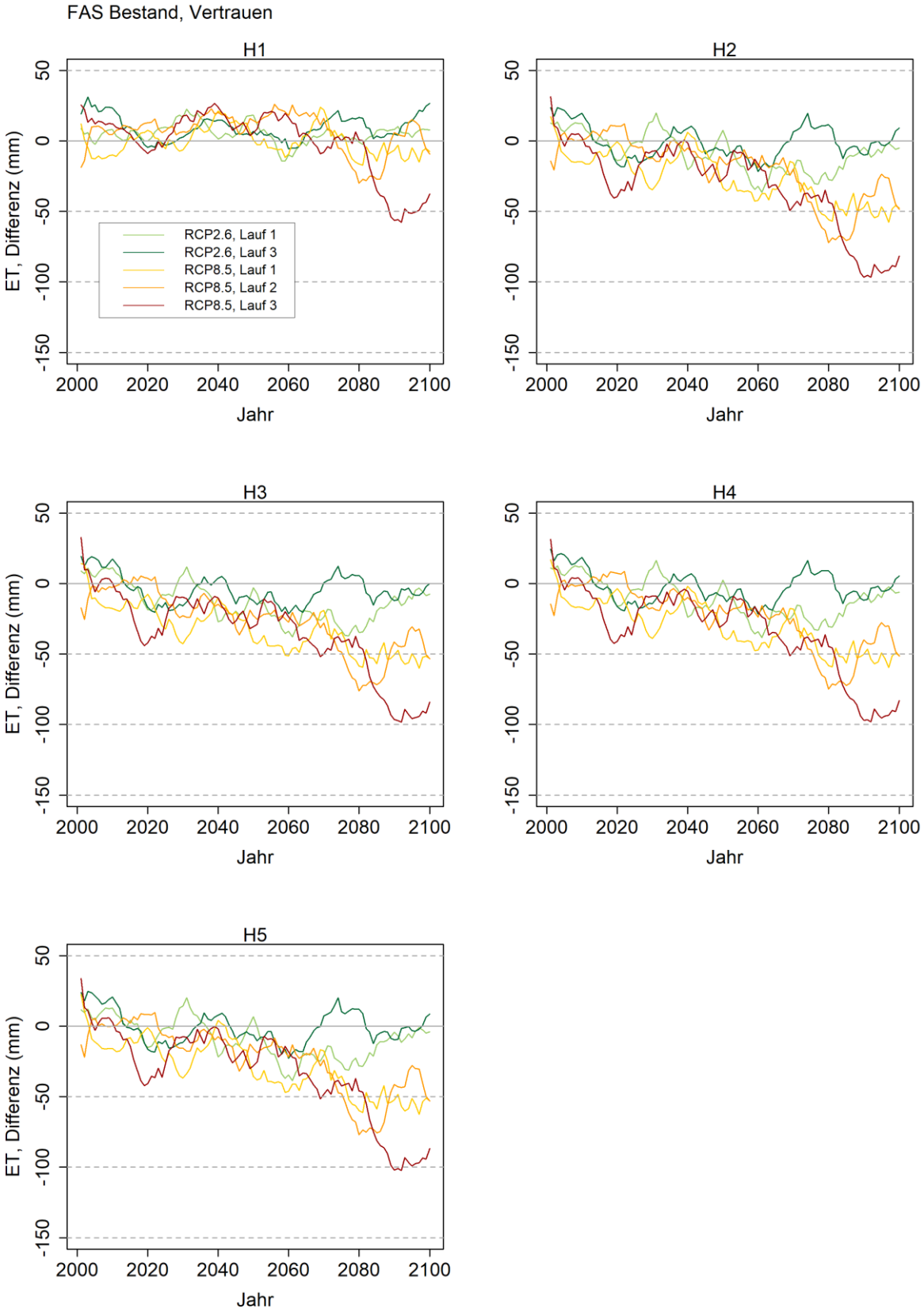



**Abbildung 33: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.3.2 Entwicklung der Transpiration

Im Szenario RCP2.6r1 ist ein Anstieg der Transpiration auf dem H1 bis etwa zum Jahr 2030 zu erkennen, danach stagnieren die Werte bzw. gehen sogar leicht zurück. Ausgehend von 218 mm/a (erste 30-jährige Periode) werden am Ende der Zeitreihe 246 mm/a (letzte 30-jährige Periode) erreicht. Auf den anderen Hydrotopen ist die Entwicklung nicht so ausgeprägt. Die Anstiege sind nur gering und der Verlauf der Werte schwankt nur wenig um den Mittelwert. Gegenüber dem H1 mit dem höchsten durchschnittlichen Transpirationswert von 238 mm/a weist das H3 nur 170 mm/a Transpiration auf. Die anderen Hydrotope liegen zwischen diesen beiden Extremen. Das Szenario RCP2.6r3 weicht von diesen Werten nur unwesentlich ab (Abbildung 34, Anlage 14).

Im Szenario RCP8.5r1 ist für das H1 eine höhere mittlere Transpiration (250 mm/a), aber eine ähnliche ansteigende Entwicklung wie im Szenario RCP2.6r1 zu sehen (Abbildung 34, Anlage 14). Die mittlere Transpiration der Hydrotope 2 bis 5 weicht vom Szenario RCP2.6r1 nur unwesentlich ab, jedoch ist der Verlauf über die Zeitreihe mit einem leichten Anstieg und einem Abfall der Werte zum Ende hin etwas abweichend. Das Szenario RCP8.5r2 unterscheidet sich davon nur wenig (Abbildung 34, Anlage 14). Das Szenario RCP8.5r3 weicht von den absoluten Werten wiederum nur wenig ab, zeigt aber einen anderen Verlauf der Zeitreihe (Abbildung 34, Anlage 14). Das H1 weist bis etwa zum Jahr 2050 einen stetigen Anstieg der Transpiration auf, um danach wieder zurückzugehen. Beim H2 ist dies ähnlich, jedoch wird der Umkehrpunkt bereits vor dem Jahr 2040 erreicht und die Werte zum Ende der Zeitreihe liegen, anders als im H1, deutlich unter den Ausgangswerten. Bezogen auf die 30-jährigen Mittel zu Beginn und zum Ende der Zeitreihe fallen sie von 191 mm/a auf 170 mm/a, während sie im H1 von 219 mm/a auf 249 mm/a ansteigen. In den Hydrotopen 3, 4 und 5 fallen sie ebenfalls deutlich ab, am stärksten im H3 von 166 mm/a auf nur noch 136 mm/a.

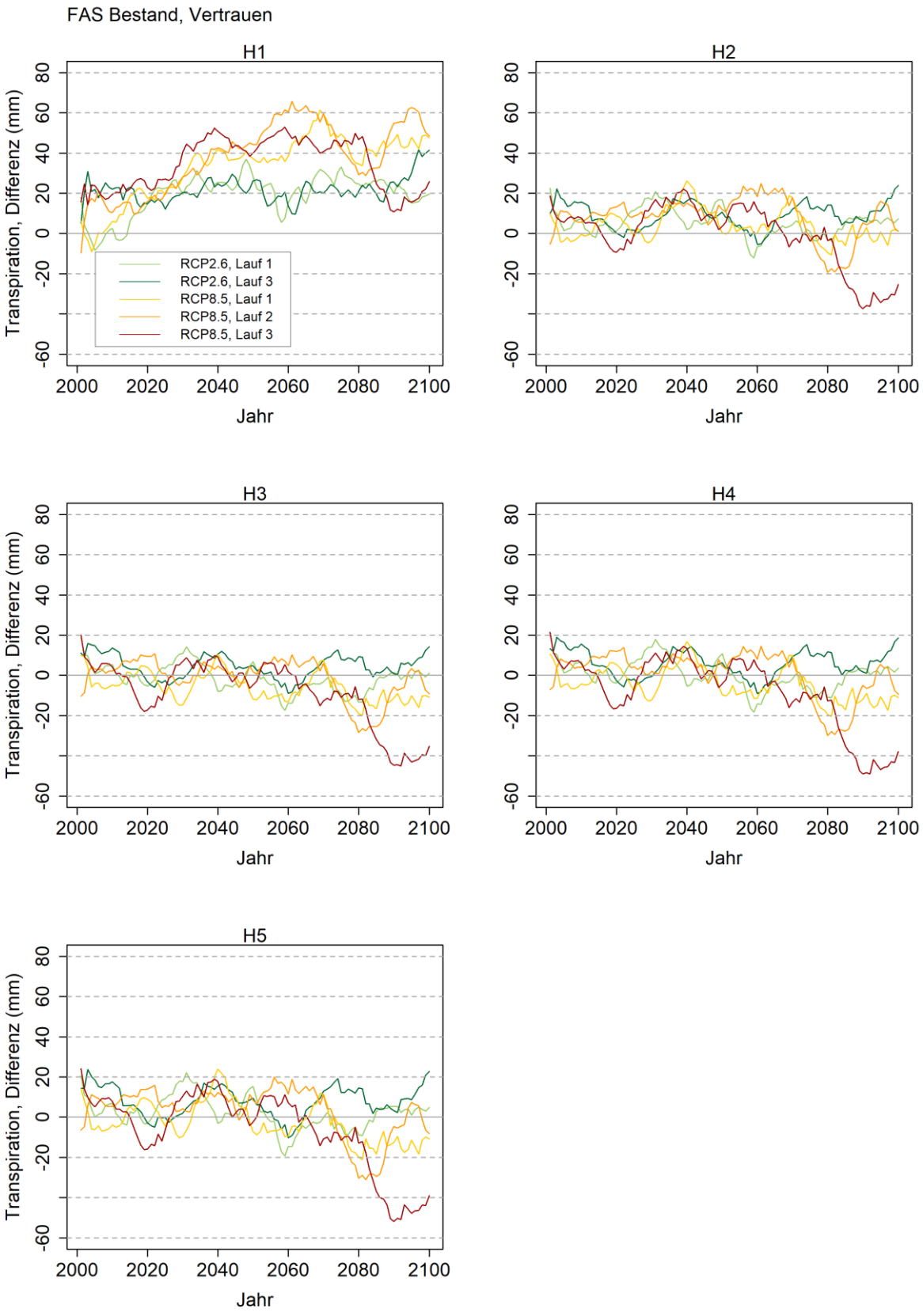



**Abbildung 34: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.3.3 Entwicklung der Transpirationskoeffizienten

Die Auswirkungen der Entwicklungen lassen sich dann anhand der Transpirationskoeffizienten verfolgen (Abbildung 35, Abbildung 36). Im H1 weist die erste 30-jährige Periode Koeffizienten von deutlich über 0,9 auf, sodass von einer guten Wasserversorgung der Pflanzen ausgegangen werden kann. Die prognostizierte Entwicklung für die Jahre 2071–2100 zeigt eine deutliche Verschiebung zu niedrigeren Koeffizienten. Während diese für das Szenario RCP2.6 noch unkritisch erscheinen, erreichen sie im Szenario RCP8.5 Werte von im Wesentlichen zwischen 0,6 und 0,8, sodass die Bäume hier unter Druck geraten.

Im Vergleich dazu weist das Hydrotop 2 einen angespannteren Wasserhaushalt auf. Bereits in der ersten 30-jährigen Periode liegen die Koeffizienten mit Werten um 0,9 niedriger. Zukünftig verschiebt sich dies jedoch sowohl für das Szenario RCP2.6 als erst recht für das Szenario RCP8.5. In letzterem betragen die Medianwerte um 0,6, im Lauf 3 liegt das untere Quartil bei Werten um 0,4. Unter diesen Bedingungen sind trockenheitsbedingte Schäden an den Bäumen anzunehmen. Im H3 zeigt sich ein nochmals verschärftes Bild. Das H4 ähnelt dem. Für das H5 sehen die Werte in der aktuellen Periode graduell etwas besser aus, jedoch nicht in der letzten 30-jährigen Periode.

Die prognostizierten Daten zeigen, dass der Wasserbedarf der Pflanzen zwar zunimmt und damit auch von einer Reduzierung der Sickerwassermengen auszugehen ist, insbesondere dann, wenn die Auswirkungen des Klimawandels besonders gravierend sind. Es stellt sich jedoch die (aufgrund fehlender physiologischer Daten nicht abschließend beantwortbare) Frage, ob es nicht durch die erwartbaren Schäden an den Bäumen zu einer Auflockerung bzw. Auflösung bis zum Zusammenbruch der Forstanbausysteme kommt. Unter diesen Bedingungen könnten andere Prozesse, wie die Deflation von Stäuben von der Halde, zu anderen unerwünschten Effekten führen.

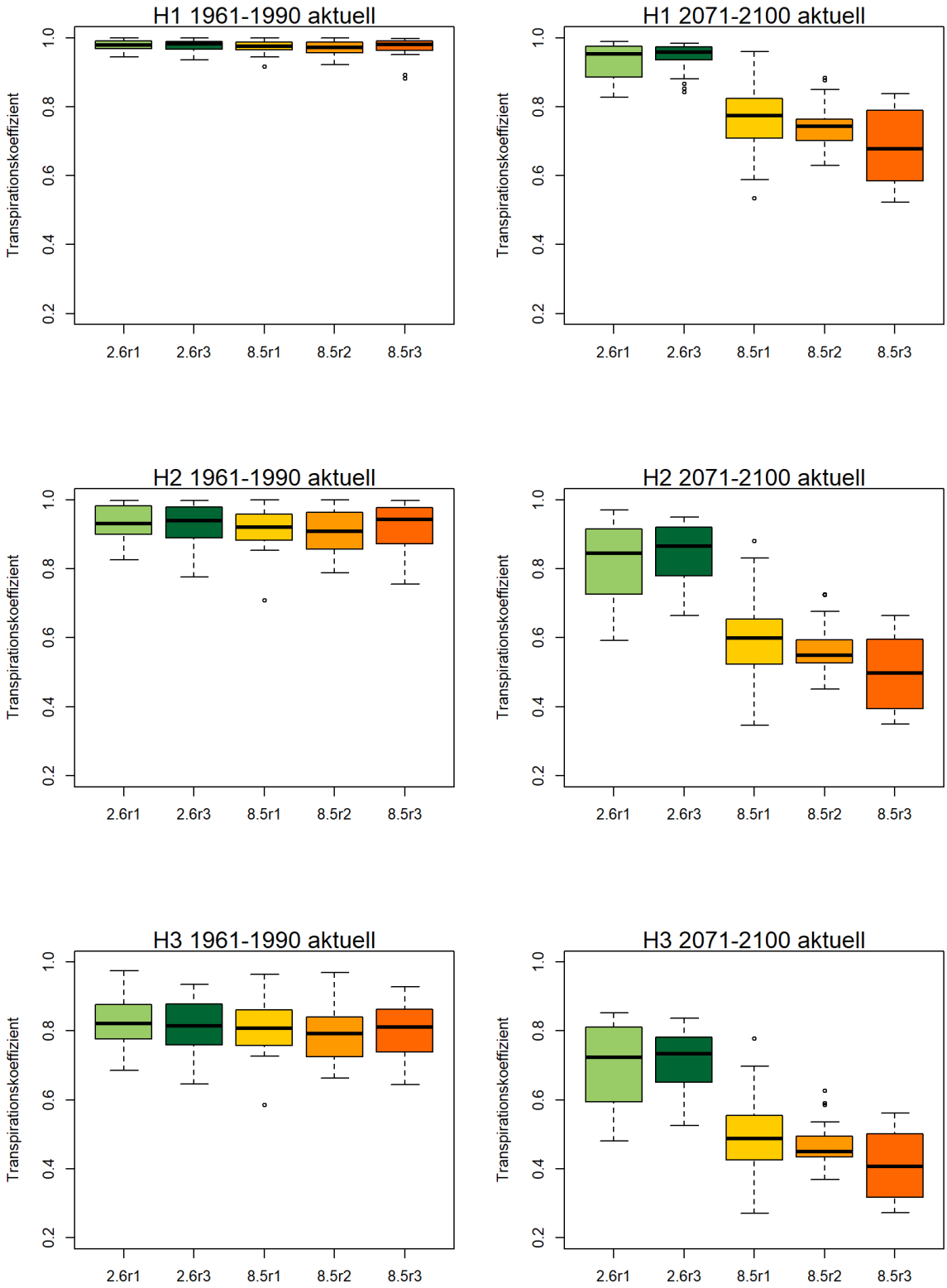



**Abbildung 35: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde für die H1 bis H3.**

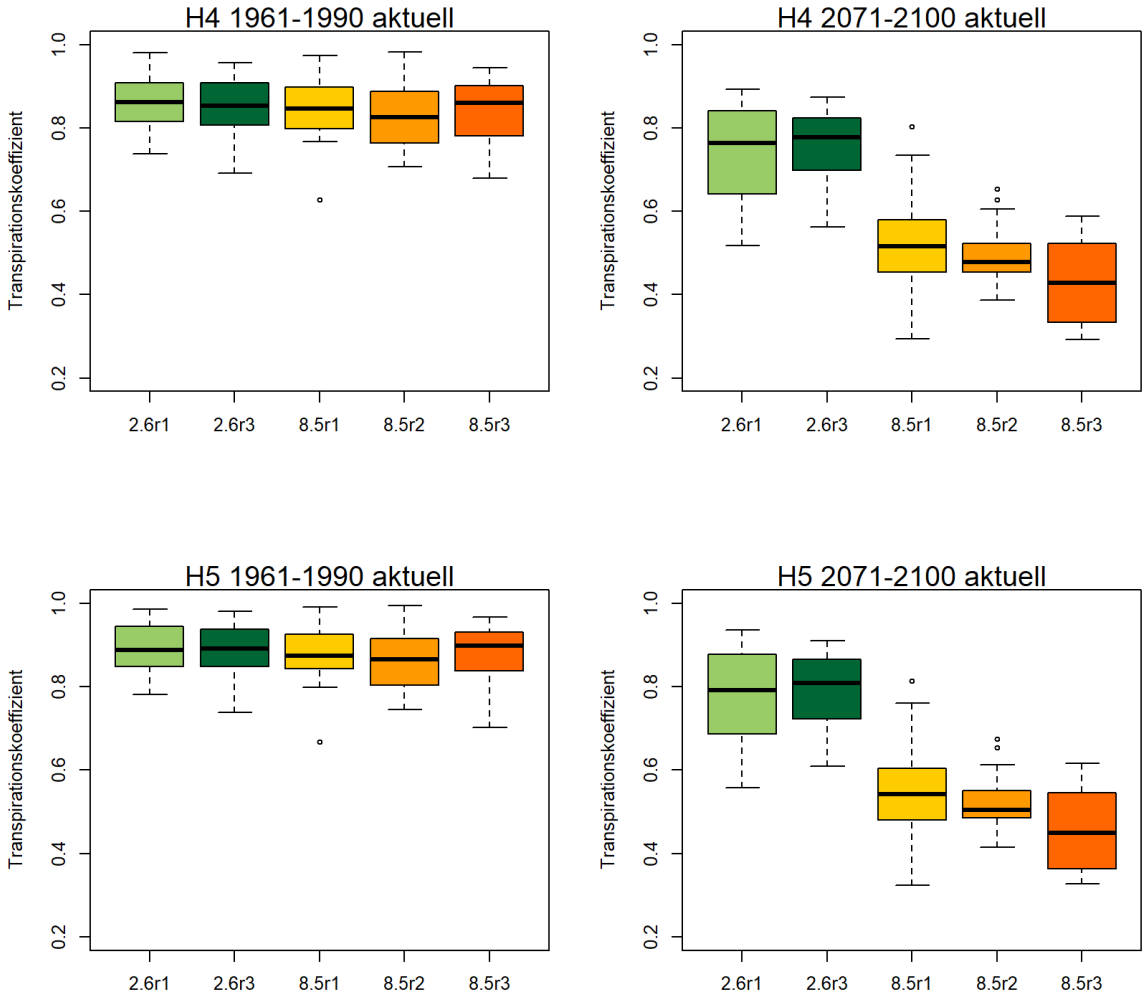



**Abbildung 36: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde für die H4 und H5.**

#### 6.2.1.3.4 Entwicklung der Interzeption

Der Verlauf der Interzeption für das Szenario RCP2.6r1 ist in Abbildung 37 bzw. in Anlage 15 dargestellt. Die Entwicklung ist in allen Hydrotopen ähnlich. Nach einer Phase stagnierender Werte bis etwa zum Jahr 2010 fallen die Werte zunächst bis zum Jahr 2060 ab, um dann wieder anzusteigen. Das H5 zeigt aufgrund des dort festgestellten höheren Blattflächenindex mit im Mittel 62 mm/a die höchsten Werte im Vergleich zu anderen Hydrotopen auf (46 bis 51 mm/a).

Im Szenario RCP8.5r1 zeigt sich ein anderes Bild (Anlage 15). In allen Hydrotopen fallen die Werte nach einem sehr leichten Anstieg bis etwa zum Jahr 1990 kontinuierlich ab, bis auf 36 mm/a (H2, H3, letztes 30-jähriges Mittel). Das Szenario RCP8.5r2 weicht davon nur unwesentlich ab (Anlage 15). Auch im Szenario RCP8.5r3 ist ein stetiger Rückgang der Interzeptionswerte zu sehen, wobei sich der anfängliche Anstieg bereits in der ersten 30-jährigen Periode umkehrt und kaum erkennbar ist (Anlage 15). Das H3 weist zum Ende hin nur noch 32 mm/a Interzeption auf.

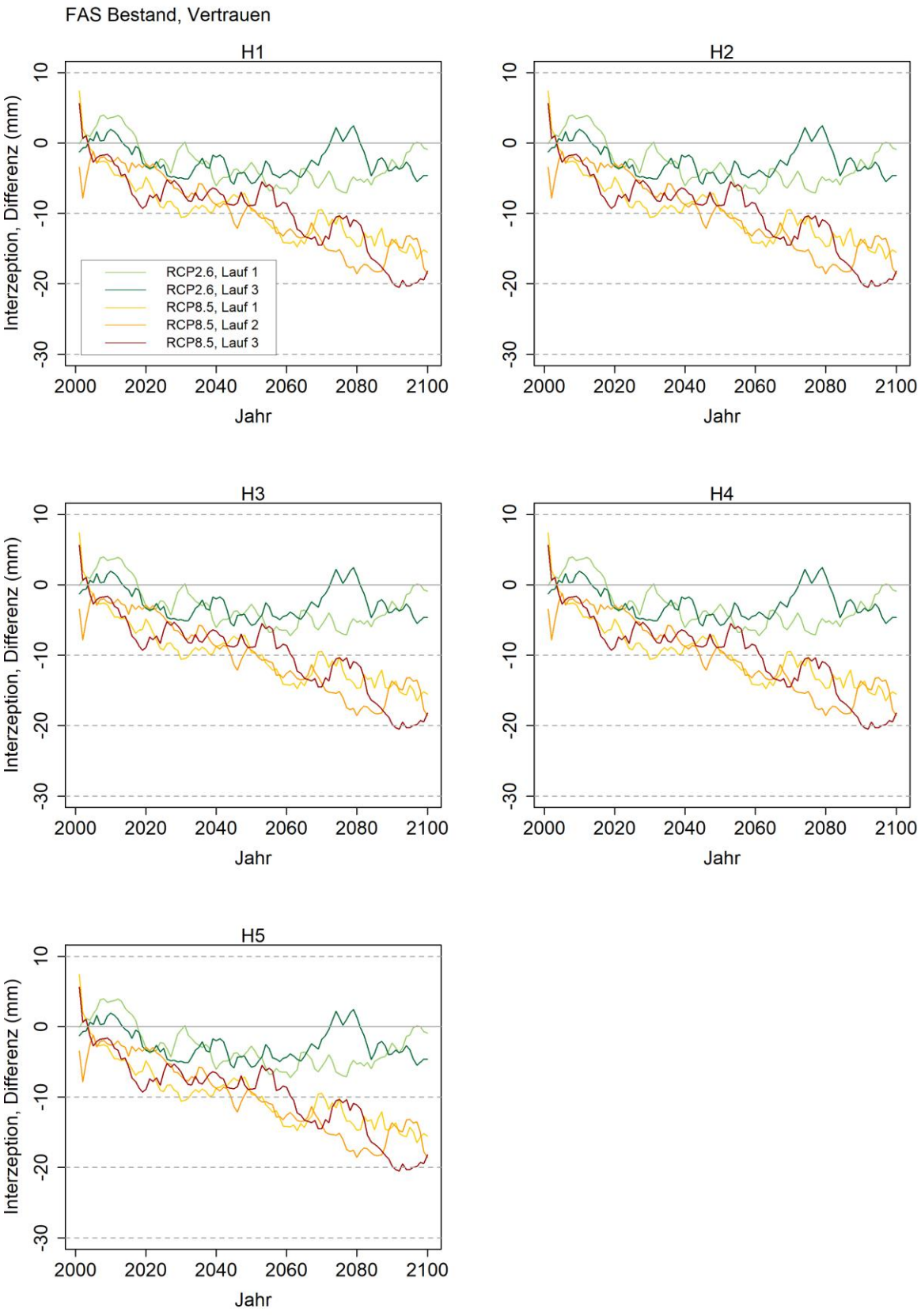



**Abbildung 37: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.3.5 Entwicklung der Bodenwassergehalte

Um die Entwicklung der Transpiration und auch die Auswirkungen der standörtlichen Bedingungen besser zu verstehen, sind in Abbildung 38 die mittleren Bodenwassergehalte im Jahresverlauf dargestellt, jeweils für die ersten und die letzten 30 Jahre der betrachteten Zeitreihe. Die Bodenwassergehalte des Hydrotops 1 weisen in der ersten 30-jährigen Periode einen Verlauf auf, bei dem es im Winterhalbjahr zu keiner vollständigen Auffüllung des Wasserspeichers kommt. Während der Sommermonate entleert sich dieser Speicher nur bis zu etwa 50 %, so dass noch ausreichend Wasser für die Vegetation verfügbar ist. Die zukünftige Entwicklung verschiebt, wie die letzte 30-jährige Periode zeigt, die auch für das Szenario RCP2.6 zu niedrigeren Werten um 40 %, wo mit beginnendem Trockenstress zu rechnen ist. Problematischer sieht es jedoch für das Szenario RCP8.5 aus, wo alle drei Modellläufe ein Absinken des Bodenwassergehaltes auf Werte um 10 % der nFK zeigen. Unter diesen Bedingungen sind dauerhafte Schäden an der Vegetation anzunehmen. Das ist insofern erstaunlich, als das H1 einen hohen Bodenwasserspeicher aufweist.

Das H2 hingegen zeigt einen Verlauf, in dem in den Wintermonaten der Bodenwasserspeicher auf etwa 110 % der nFK aufgefüllt wird. Während der Sommermonate entleert sich dieser lediglich bis zu etwa 60 %. In der zukünftigen Entwicklung, dargestellt durch die 30-jährige Periode 2071-2100, wird in den RCP2.6-Szenarien der Bodenwasserspeicher etwas stärker entleert. Im Szenario RCP8.5 ist in den Sommermonaten teilweise nur noch gut 20 % des Bodenwasserspeichers vorhanden, sodass von erheblichem Trockenstress für die Pflanzen auszugehen ist.

Der Verlauf der Werte des H3, das den geringsten Bodenwasserspeicher der Vertrauen-Schacht-Halde aufweist, ist insofern ungewöhnlich, als dass die winterliche Auffüllung des Bodenwasserspeichers Werte um 140 % erreicht, sowohl in der ersten als auch in der letzten 30-jährigen Periode. Die sommerliche Entleerung erreicht in der ersten 30-jährigen Periode nicht einmal 60 %, so dass die Wasserversorgung der Pflanzen unkritisch ist. In der zukünftigen Entwicklung ist die Entleerung im Szenario RCP2.6 bis zu 50 % der nFK weiterhin unkritisch, während im Szenario RCP8.5 durchaus kritische Werte um nur noch 20 % nFK zu beobachten sind.

Das Hydrotop 4 mit dem höchsten Wasserspeicher erfährt hingegen keine vollständige Auffüllung in den Wintermonaten, sondern nur bis zu etwa 80 %. In den Sommermonaten wird dieser durch die Vegetation bis zu etwa 40 % entleert. In den zukünftigen Szenarien (2071-2100) sieht die Entwicklung etwas anders aus. Unter Annahme des Szenarios RCP2.6 wird der Speicher auf bis zu etwa 30 % entleert, so dass die Bäume bereits unter Trockenstress leiden. Im Szenario RCP8.5 ist dieser dann gravierend mit Bodenwasserwerten von unter 20 % nFK. Der Verlauf des Hydrotops 5 ist ähnlich. Beides sind Hanglagen (H4: Südwest-Hang, H5: Nordwest-Hang).

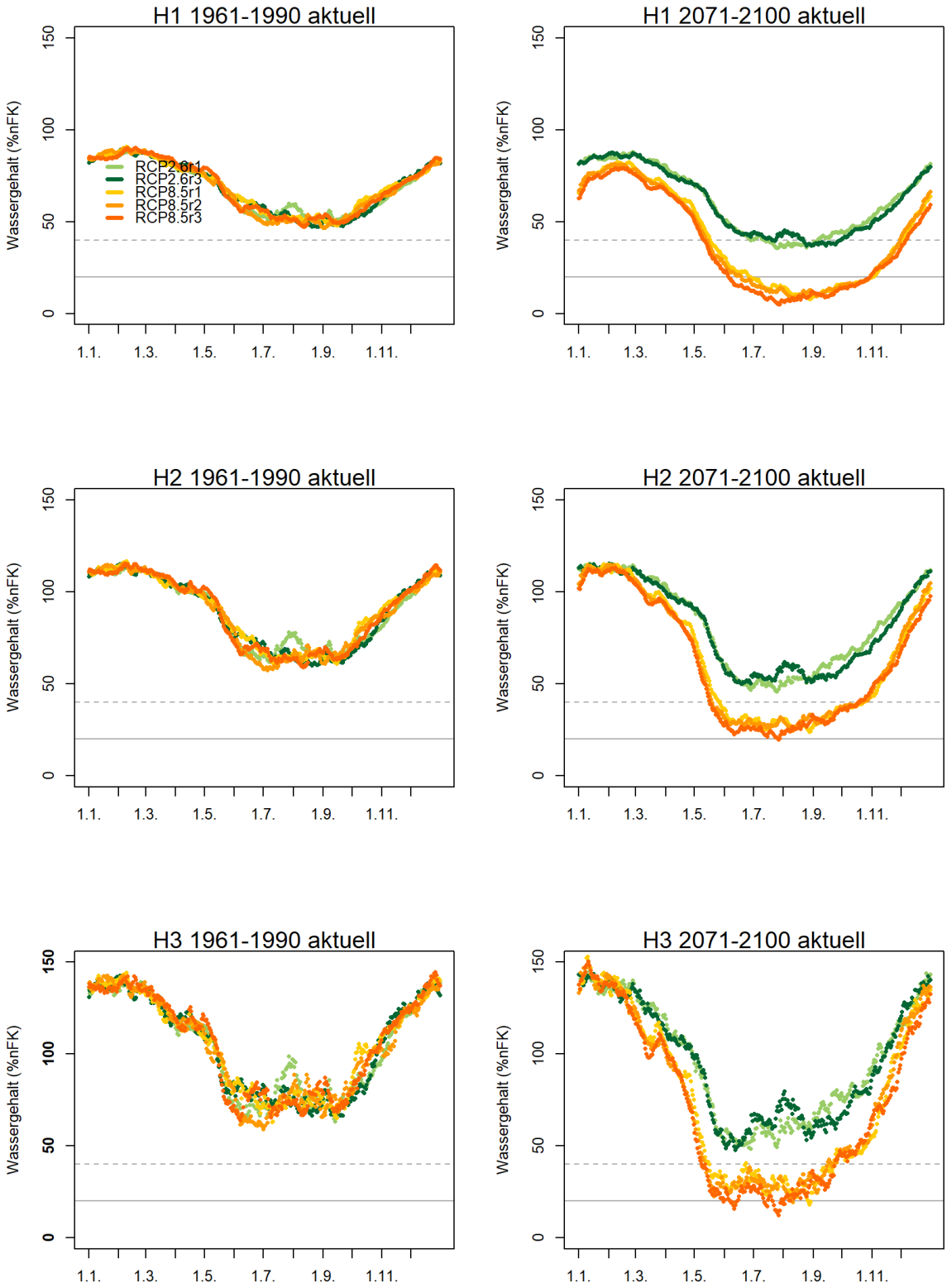



**Abbildung 38: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde, H1 bis H3. Die grauen Linien markieren 40% und 20% der nFK als für die Vegetation zunehmend kritische Schwellwerte.**

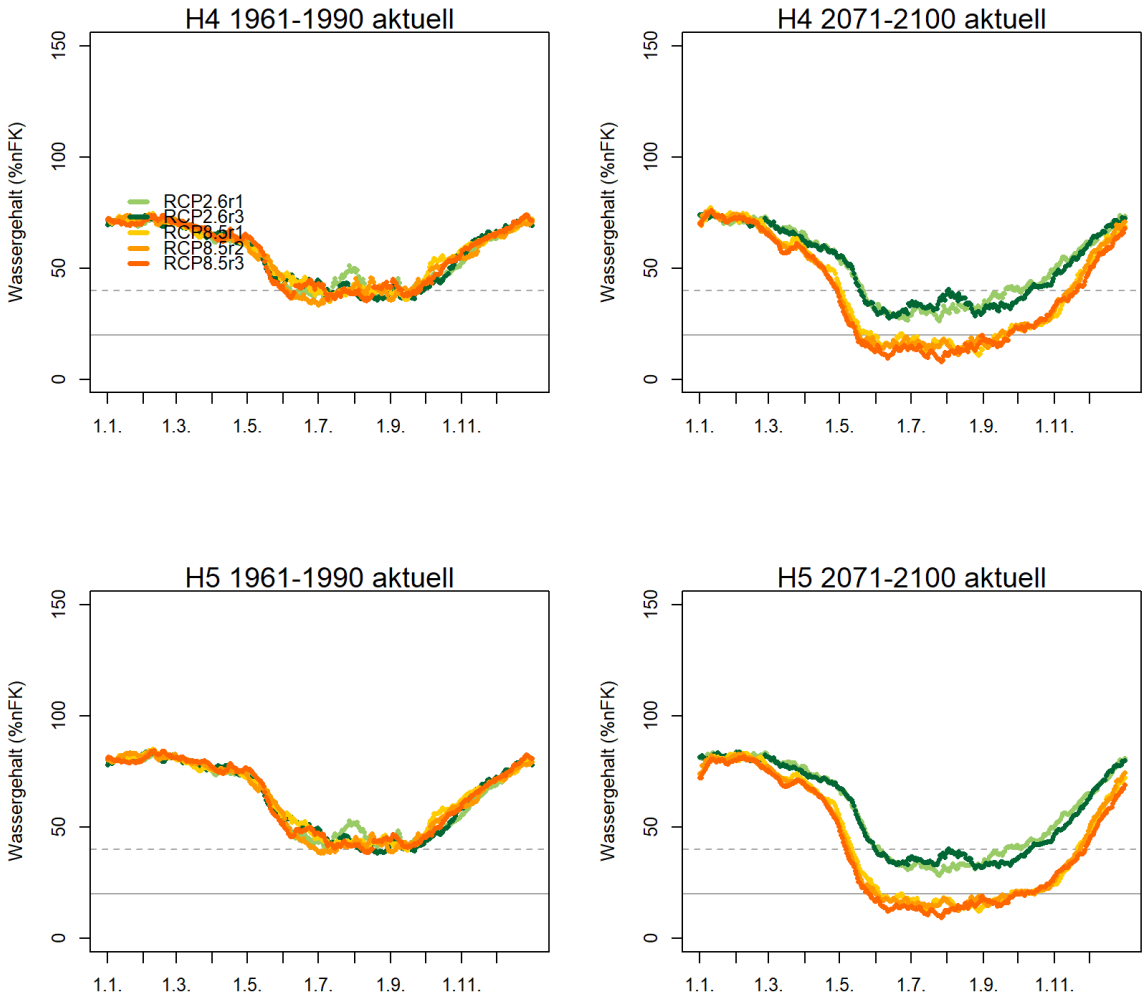



**Abbildung 39: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde, H4 und H5.**

#### 6.2.1.3.6 Entwicklung der Sickerwassermengen

Die Sickerwassermengen für das Szenario RCP2.6r1 sind in Abbildung 40 bzw. Anlage 16 zu sehen. Alle Hydrotope zeigen einen Rückgang der Sickerwassermengen bis etwa zum Jahr 2050 und danach wieder einen leichten Anstieg, der jedoch unter den Ausgangswerten bleibt. Die geringsten Sickerwassermengen sind im H1 mit 256 mm/a im Mittel zu beobachten, die höchsten in den Hydrotopen H3 und H4 mit 321 mm/a. Im Szenario RCP2.6r3 sind die Sickerwassermengen generell etwas niedriger (Anlage 16). Zudem zeigt sich ein etwas anderer Verlauf über die Zeitreihe: die Werte fallen bis etwa zum Jahr 2010 ab und schwanken danach nur noch wenig. Im Szenario RCP8.5r1 zeigen die Verläufe des Parameters Sickerwasser einen kontinuierlichen Rückgang, der sich nach dem Jahr 1990 beschleunigt (Anlage 16). Die Werte für die letzte 30-jährige Periode schwanken zwischen 101 (H1) und 197 mm/a (H3). Das Szenario RCP8.5r2 unterscheidet sich davon wenig, zeigt teilweise jedoch noch etwas geringere Werte (Anlage 16). Im Szenario RCP8.5r3 geht das Sickerwasser über die Zeitreihe kontinuierlich zurück mit einem leicht gebremsten Rückgang um das Jahr 2040. Betragen die Sickerwassermengen in der letzten 30-jährigen Periode im H4 noch 173 mm/a, so sind es im H1 nur noch 79 mm/a.

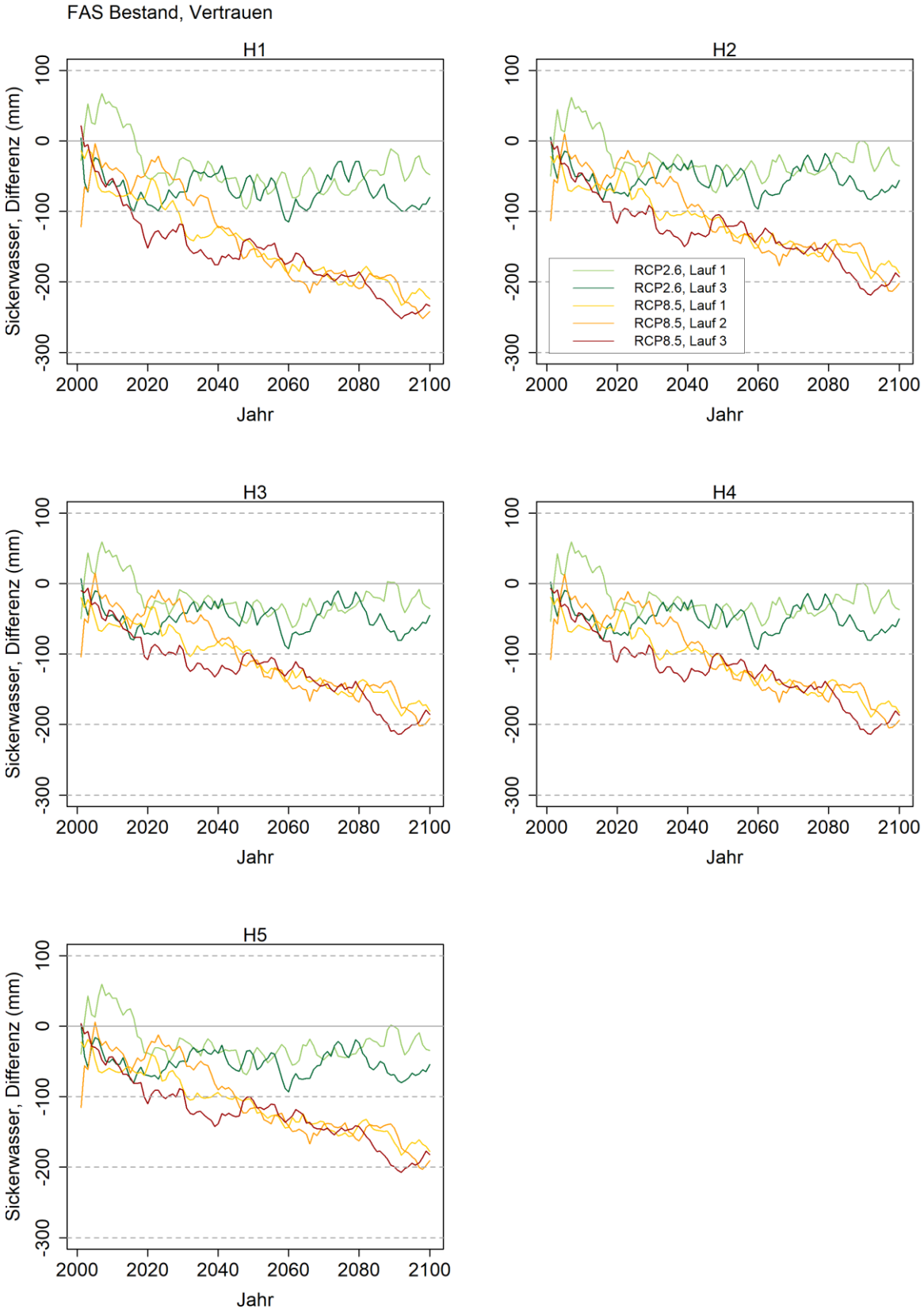



**Abbildung 40: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.4 WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN, ALTERNATIVES FORSTANBAUSYSTEM FÜR DIE VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

##### 6.2.1.4.1 Entwicklung der Evapotranspiration

Für das Szenario RCP2.6r1 zeigt das alternative Forstanbausystem vergleichbare zeitliche Entwicklungen wie im aktuellen Forstbestand (Abbildung 41, Anlage 17). Das H1 weist mit im Mittel über die gesamte Zeitreihe (1961-2100) 358 mm/a sogar geringere Werte als im aktuellen Forstbestand auf (362 mm/a). Auf dem H5 ist dies noch stärker ausgeprägt, dort werden im Mittel 321 mm/a ET berechnet gegenüber 338 mm/a im Bestandsszenario. Auf den H2 und H3 ist der Unterschied nur gering. Auf dem H4 hingegen ist die ET um 15 mm/a höher als im aktuellen Zustand. Das Szenario RCP2.6r3 zeigt gegenüber dem Szenario RCP2.6r1 nur sehr geringe Unterschiede für die ET (Anlage 17).

Auch in den Szenarien RCP8.5r1 und RCP8.5r2 sind nur geringe, kaum 10 mm/a im Mittel übersteigende Unterschiede zu erkennen (Anlage 17). Das H4, bei dem der LAI des alternativen Forstanbausystems deutlich höher ist, weist im Mittel gerade ein 12 mm/a höhere ET auf (in der letzten 30-jährigen Periode noch 9 mm/a höhere ET).

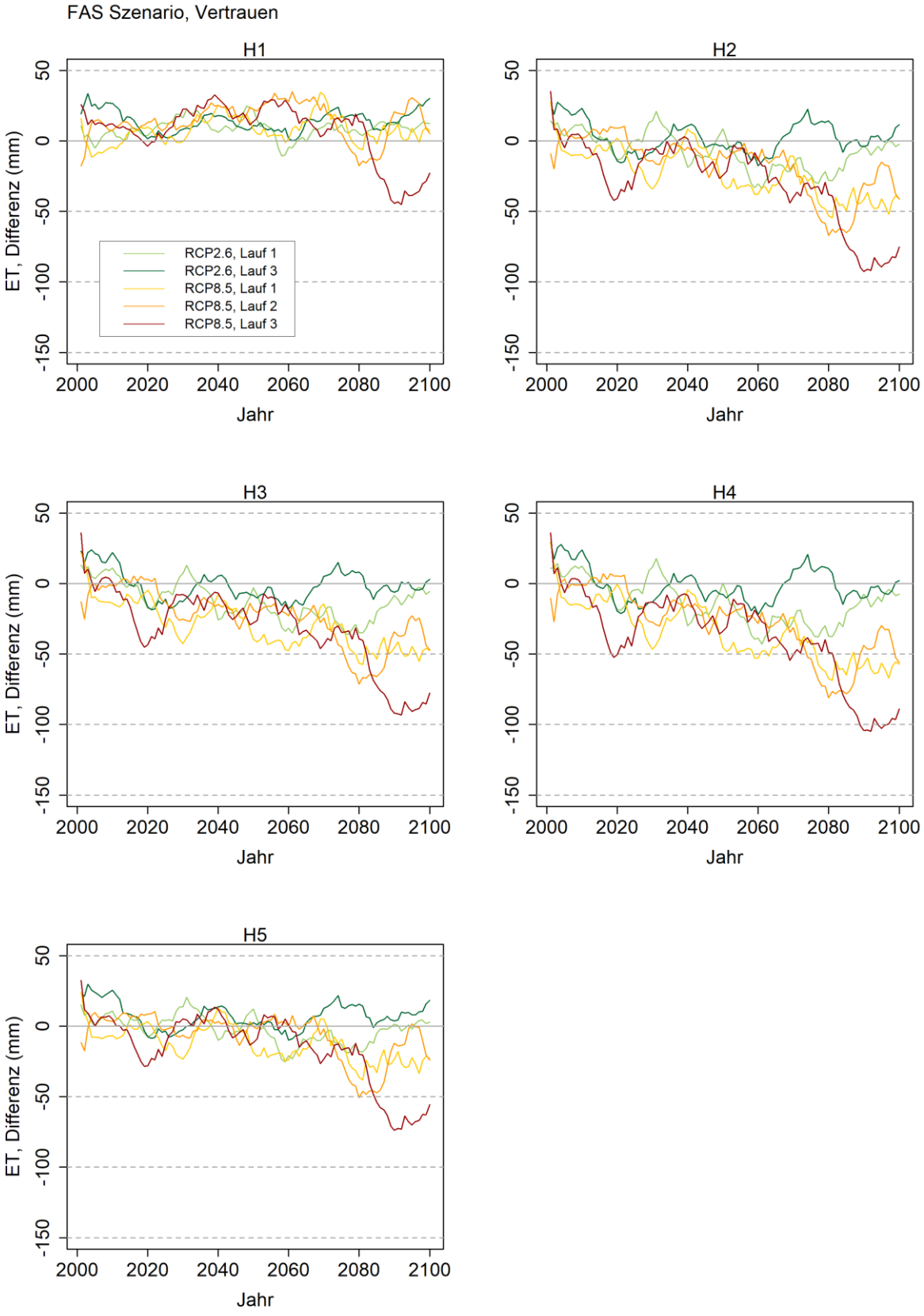



**Abbildung 41: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.4.2 Entwicklung der Transpiration

Die Unterschiede, die bei der Evapotranspiration beschrieben wurden, finden sich erwartungsgemäß auch bei den Transpirationswerten wieder. Im Szenario RCP2.6r1 ist der Verlauf der Kurven durchaus vergleichbar, teilweise jedoch mit anderen Werten (Abbildung 42, Anlage 18). So liegen die mittleren Transpirationswerte für das H1 mit dem aktuellen Wald mit 238 mm/a über denen des alternativen Forstanbausystems, beim H5 sind es 229 mm/a (aktuell) zu 204 (alternativ). Offenbar wirkt sich hier der mehrschichtige Aufbau des Sukzesionswaldes mit Sträuchern und Krautschicht so aus, dass die Transpiration höher ist. Für die anderen drei Hydrotope sind die Unterschiede nur gering. Das Szenario RCP2.6r3 zeigt vergleichbare Werte (Anlage 23).

Im Szenario RCP8.5r1 sind ähnliche Entwicklungen beim alternativen Forstanbausystem im Vergleich zum Bestandswald zu sehen (Anlage 18). Beim H1 liegt der Bestandswald im Durchschnitt 9 mm/a über dem alternativen System, in der letzten 30-jährigen Periode beträgt der Unterschied jedoch nur noch einen mm/a. Ähnlich ist es beim H5, wo zwar der Mittelwert der Transpiration des Bestandswaldes mit 226 mm/a gegenüber 209 mm/a für das alternative Forstanbausystem höher ist, in der letzten 30-jährigen Periode der Unterschied jedoch nur noch 2 mm/a ausmacht. In den anderen drei Hydrotopen betragen die Unterschiede maximal 5 mm/a. Die Szenarien RCP8.5r2 und RCP8.5r3 zeigen eine ähnliche Entwicklung, wenn auch wieder mit niedrigeren Transpirationswerten (Anlage 18).

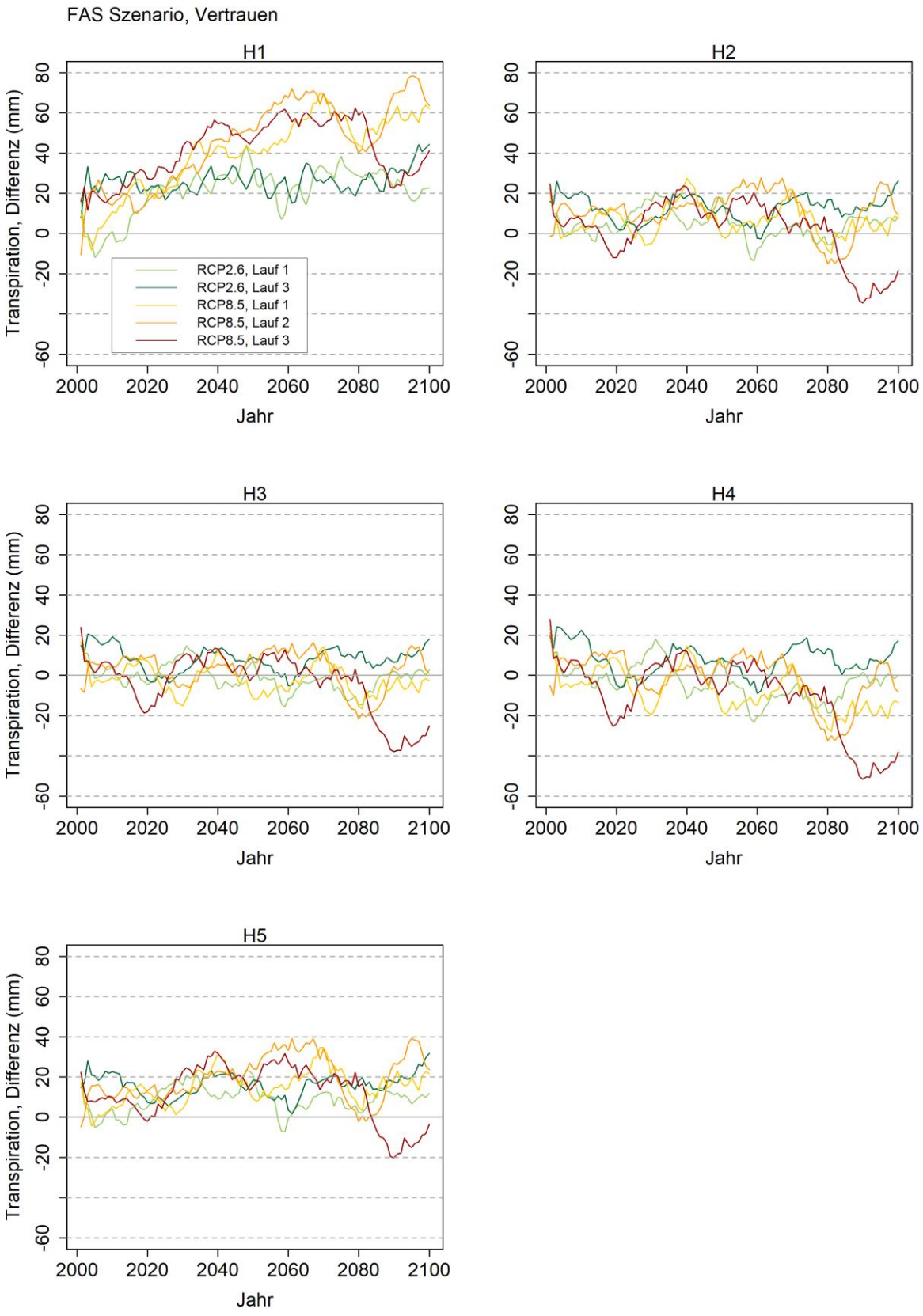



**Abbildung 42: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.4.3 Entwicklung der Transpirationskoeffizienten

Die Transpirationskoeffizienten der alternativen Forstanbausysteme (Abbildung 43) weisen für die Hydrotope 1, 2 und 3 gegenüber dem bisherigen Forstbestand (Abbildung 43) nur sehr geringe Unterschiede auf. Im Hydrotop 4 sind die Unterschiede etwas deutlicher ausgeprägt. Bereits in der ersten 30-jährigen Periode fallen die Werte von über 0,8 auf Werte um 0,8 oder darunter. In der Zukunft (Periode 2071–2100) sind die Werte dann etwa um 0,1 niedriger, d. h. der Traubeneichenbestand gerät etwas stärker unter Trockenstress als der Birkenmischwald. Für das Hydrotop 5 zeigt hingegen der aktuelle Wald einen etwas geringeren Koeffizienten als der alternative Forstbestand mit seinem etwas niedrigeren Blattflächenindex.

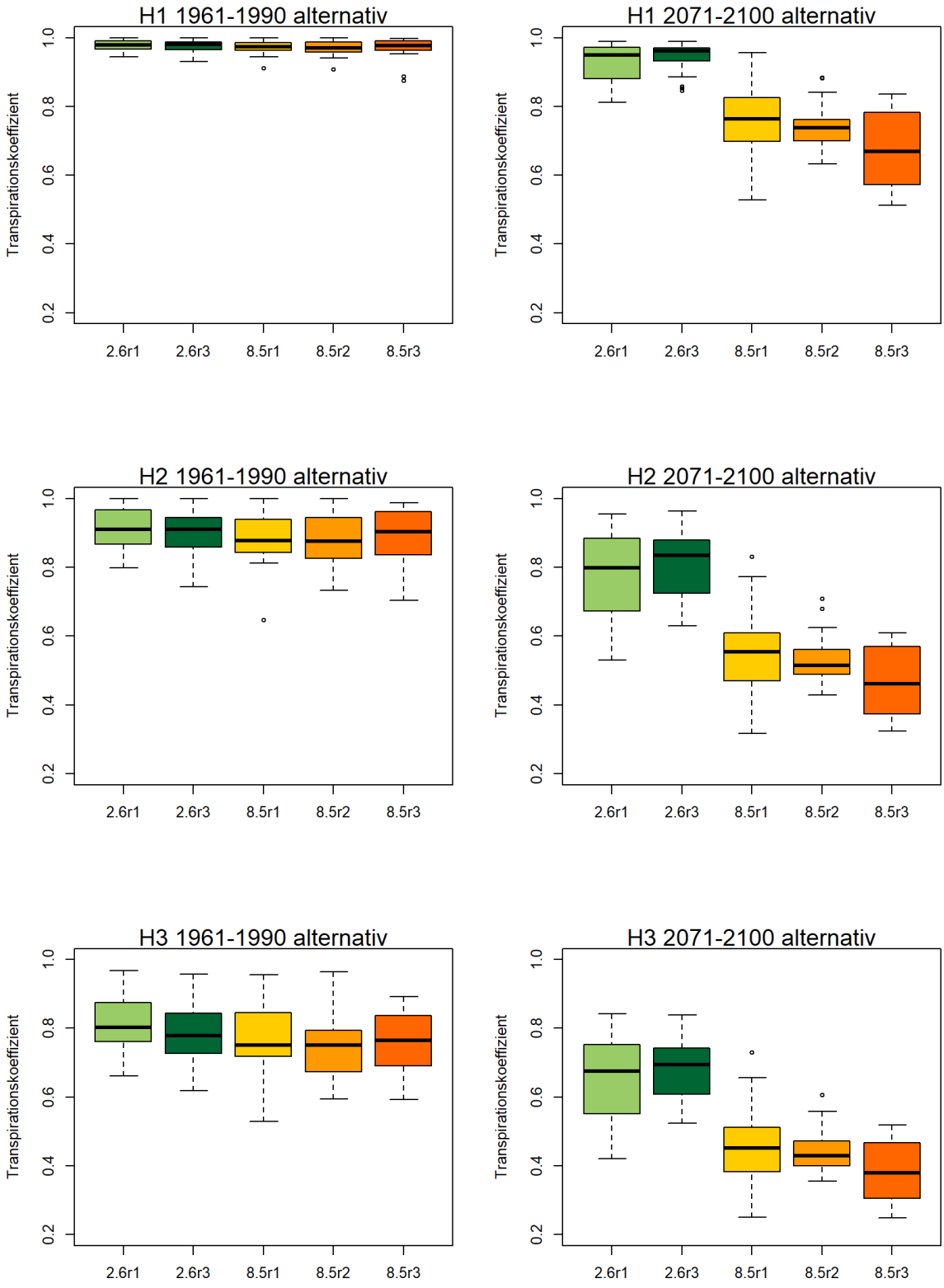



**Abbildung 43: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde für die H1 bis H3.**

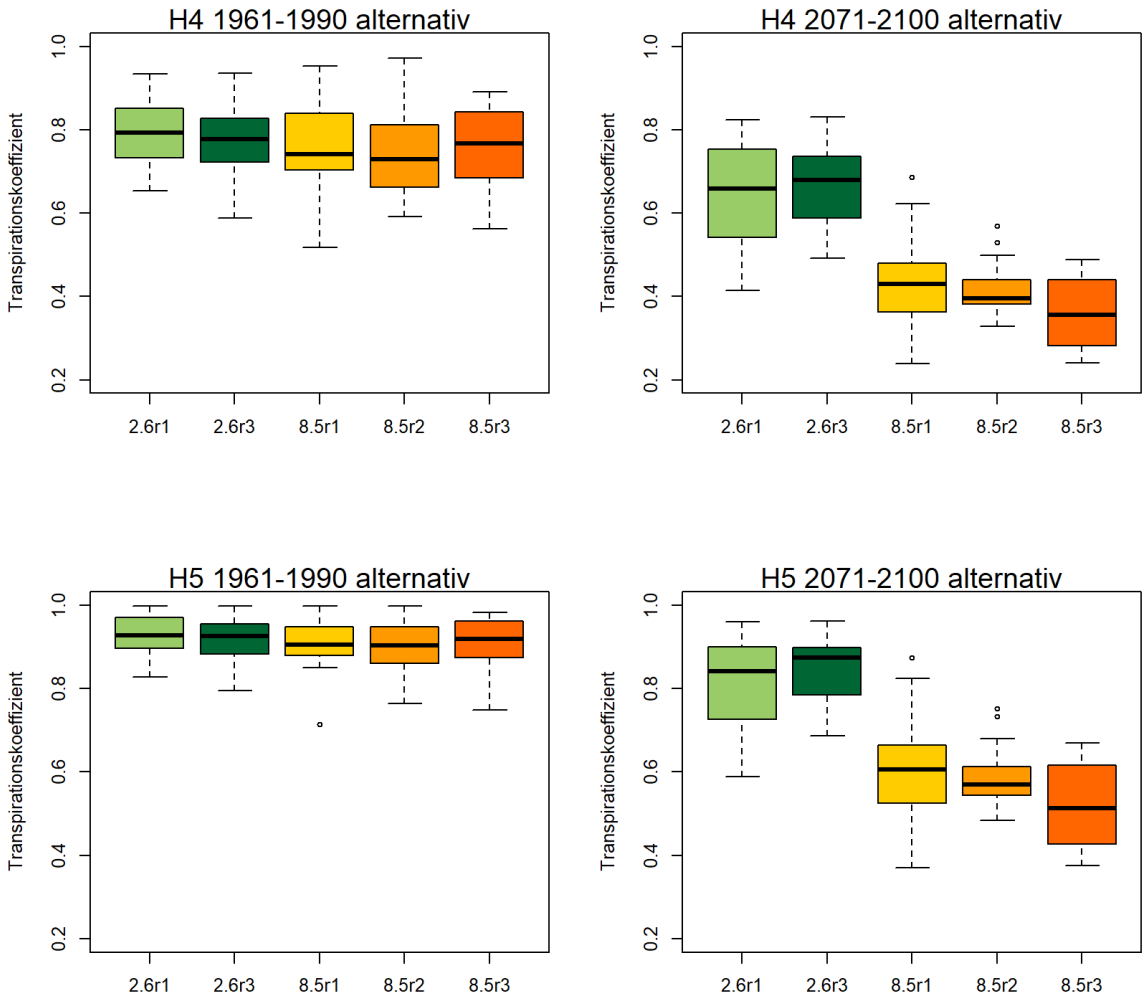



**Abbildung 44: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde für die H4 und H5.**

#### 6.2.1.4.4 Entwicklung der Interzeption

Die Interzeption spiegelt vor allem die Unterschiede in den Blattoberflächen der Forstanbausysteme wider. Für das Szenario RCP2.6r1 kann zunächst festgestellt werden, dass die Verläufe im alternativen wie im aktuellen Forstanbausystem vergleichbar sind. Jedoch sind hier die Interzeptionswerte für die Hydrotope H1 bis H4 beim alternativen Forstanbausystem höher als im Bestandswald, beim H1 um 11 mm/a im Durchschnitt, beim H2 und H3 15 mm/a und beim H4 sogar 25 mm/a. Beim H5 beträgt der Unterschied nur 1 mm/a, den der aktuelle Wald mehr an Interzeption aufweist. Das Szenario RCP2.6r3 ist in etwa vergleichbar (Abbildung 45 bzw. Anlage 19).

Im Szenario RCP8.5r1 ist wiederum ein ähnlicher Verlauf zwischen den beiden Forstanbausystemen zu erkennen (Anlagen 19). Das alternative Forstanbausystem weist im Mittel höhere Interzeptionsraten für die Hydrotope 1 bis 4 als der Bestandswald auf. Beim H1 sind dies 11 mm/a, beim H2 und H3 14 mm/a, beim H4 24 mm/a. Das H5 weist in beiden Forstanbausystemen den gleichen Wert auf. Die Szenarien RCP8.5r2 und RCP8.5r3 bestätigen dies (Anlage 19).

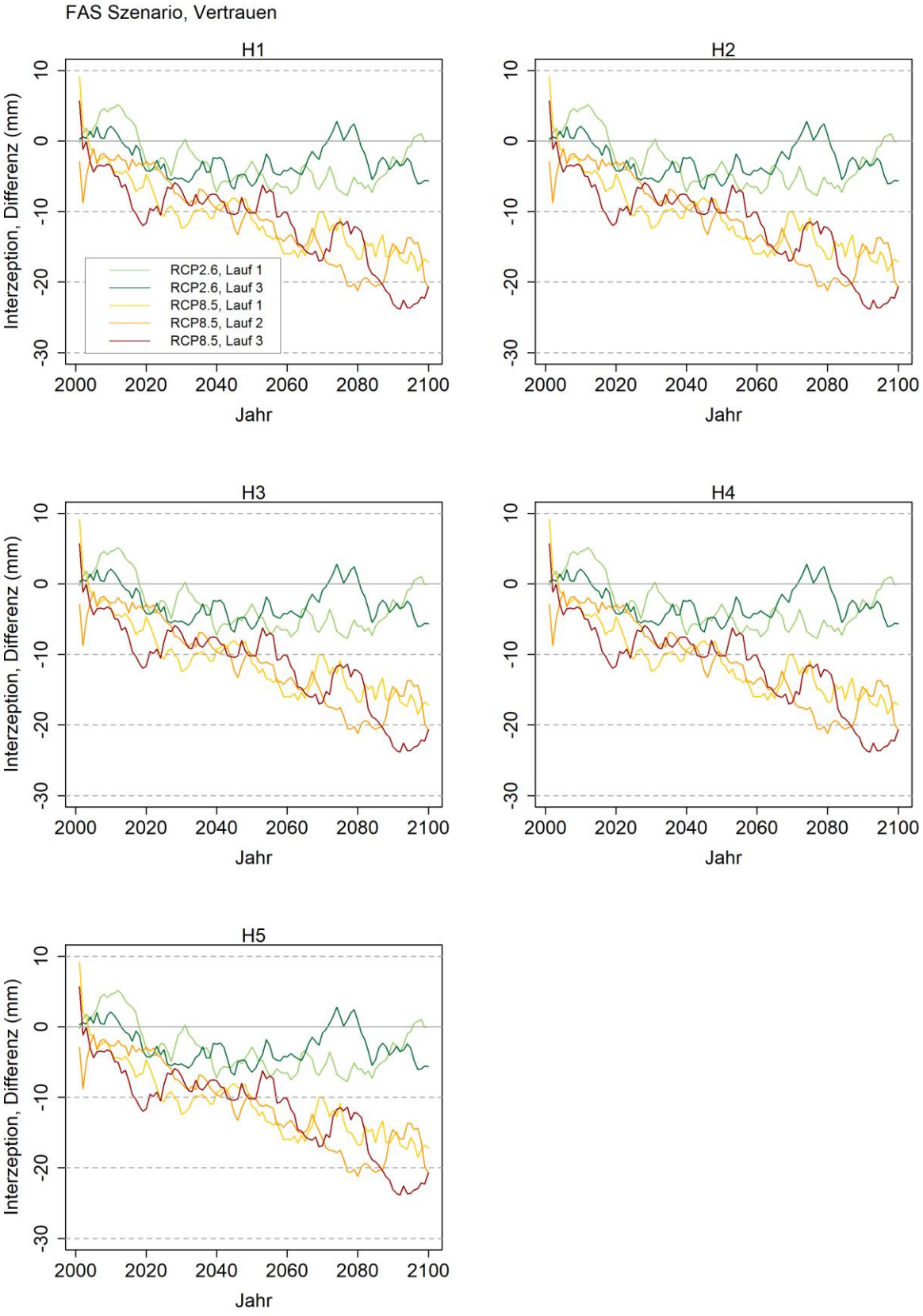



**Abbildung 45: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.4.5 Entwicklung der Bodenwassergehalte

Die Bodenwassergehalte für das alternative Forstanbausystem sind in Abbildung 46 und Abbildung 47 dargestellt. Im Vergleich zu dem aktuellen Forstanbausystem sind jedoch nur geringfügige Unterschiede zu erkennen.

#### 6.2.1.4.6 Entwicklung der Sickerwassermengen

Bei der Entwicklung der Sickerwassermengen im Szenario RCP2.6r1 zeigen die Hydrotope für die beiden Forstanbausysteme einen ähnlichen Verlauf (Abbildung 48 bzw. Anlage 20). Im Fall des H1 beträgt die Differenz des Mittelwertes nur 3 mm/a, da das aktuelle System weniger Sickerwasser bildet. Beim H2 hingegen fällt beim aktuellen Forstanbausystem 9 mm/a mehr Sickerwasser an, beim H3 8 mm/a. Beim H4 ist der Unterschied noch deutlicher, es fallen 24 mm/a weniger Sickerwasser als im aktuellen Forstanbausystem an. Anders verhält es sich jedoch für das H5, wo im alternativen Forstanbausystem 18 mm/a mehr Sickerwasser anfällt. Diese Werte werden in etwa vom Szenario RCP2.6r3 bestätigt (Anlage 20).

Auch im Szenario RCP8.5r1 weisen die H1 und H2 zwischen aktuellem und alternativem Forstanbausystem nur geringe Unterschiede auf (Anlage 20). Das H3 weist mit dem alternativen Forstanbausystem 10 mm/a weniger Sickerwasser auf, das H4 sogar 19 mm/a. Beim H5 liegt der aktuelle Wald 14 mm unter dem alternativen Forstanbausystem. Das Szenario RCP8.5r2 verläuft ähnlich (Anlage 20), auch wenn die Unterschiede zwischen den beiden Forstanbausystemen bereits geringer werden. Im Szenario RCP8.5r3 sind die Unterschiede beim H1 nur gering (1 mm/a) (Anlagen 20). Beim H2 betragen sie 8 mm/a weniger beim alternativen Forstanbausystem, beim H3 7 mm/a, beim H4 18 mm/a. Tendenziell werden mit dem stärkeren Klimawandel die Unterschiede zwischen den Forstanbausystemen geringer, das trifft ebenso auf die zeitliche Entwicklung zu, wo z. B. der Unterschied für das H4 in der letzten 30-jährigen Periode nur noch 11 mm/a ausmacht. Beim H5 weist das alternative Forstanbausystem zwar im Mittel eine 12 mm/a höhere Sickerwasserrate auf, in der letzten 30-jährigen Periode sind es jedoch nur noch 3 mm/a Unterschied.

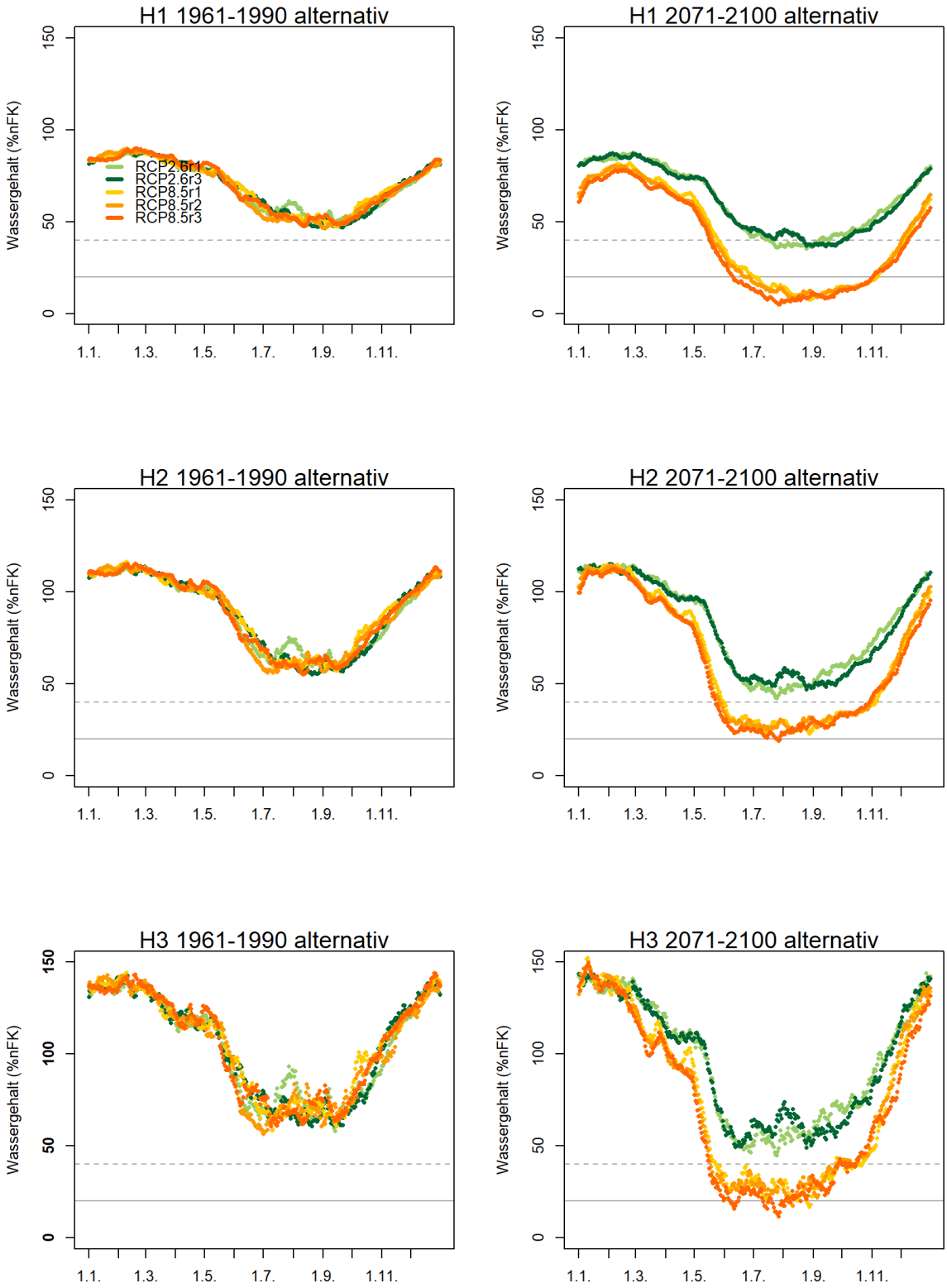



**Abbildung 46: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde, H1 bis H3.**

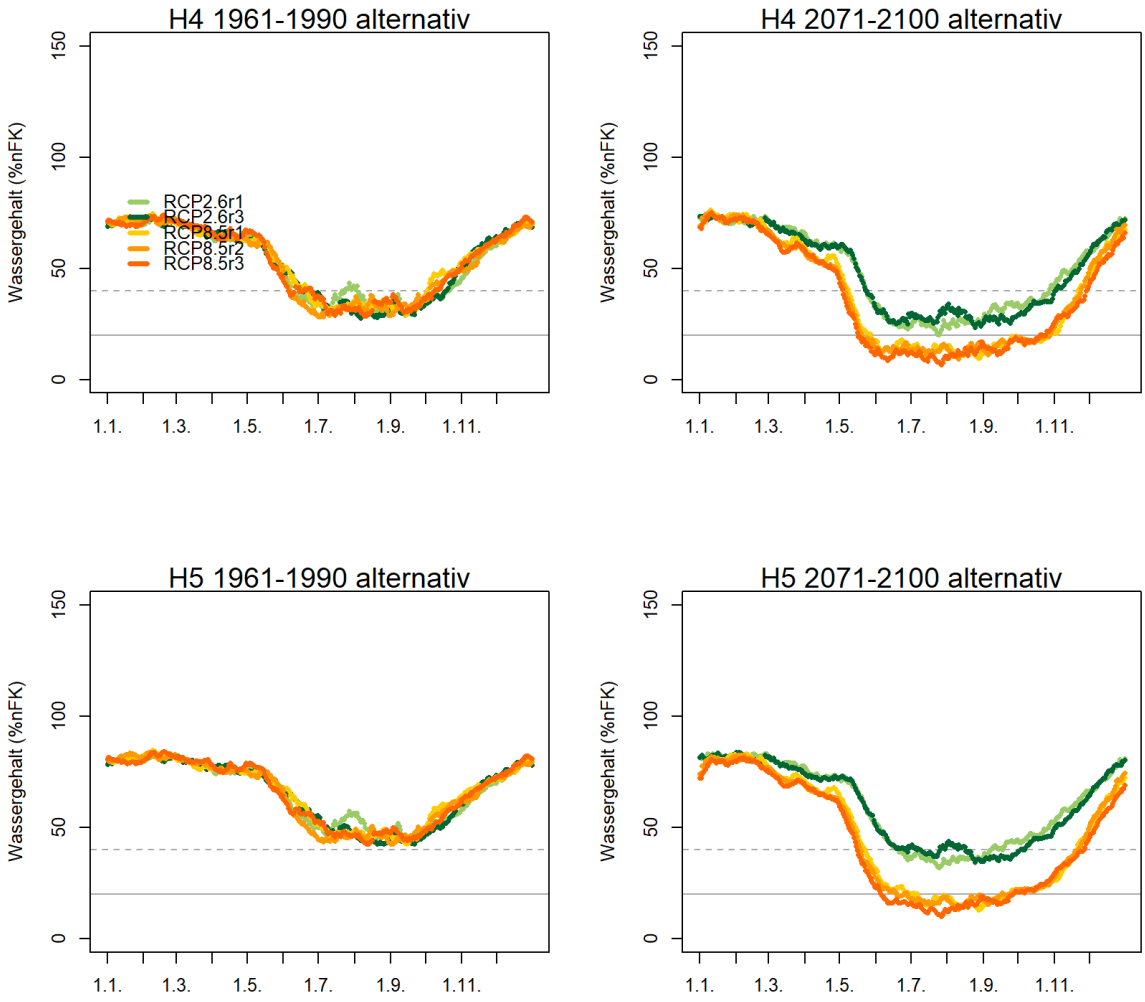



**Abbildung 47: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde, H4 und H5.**

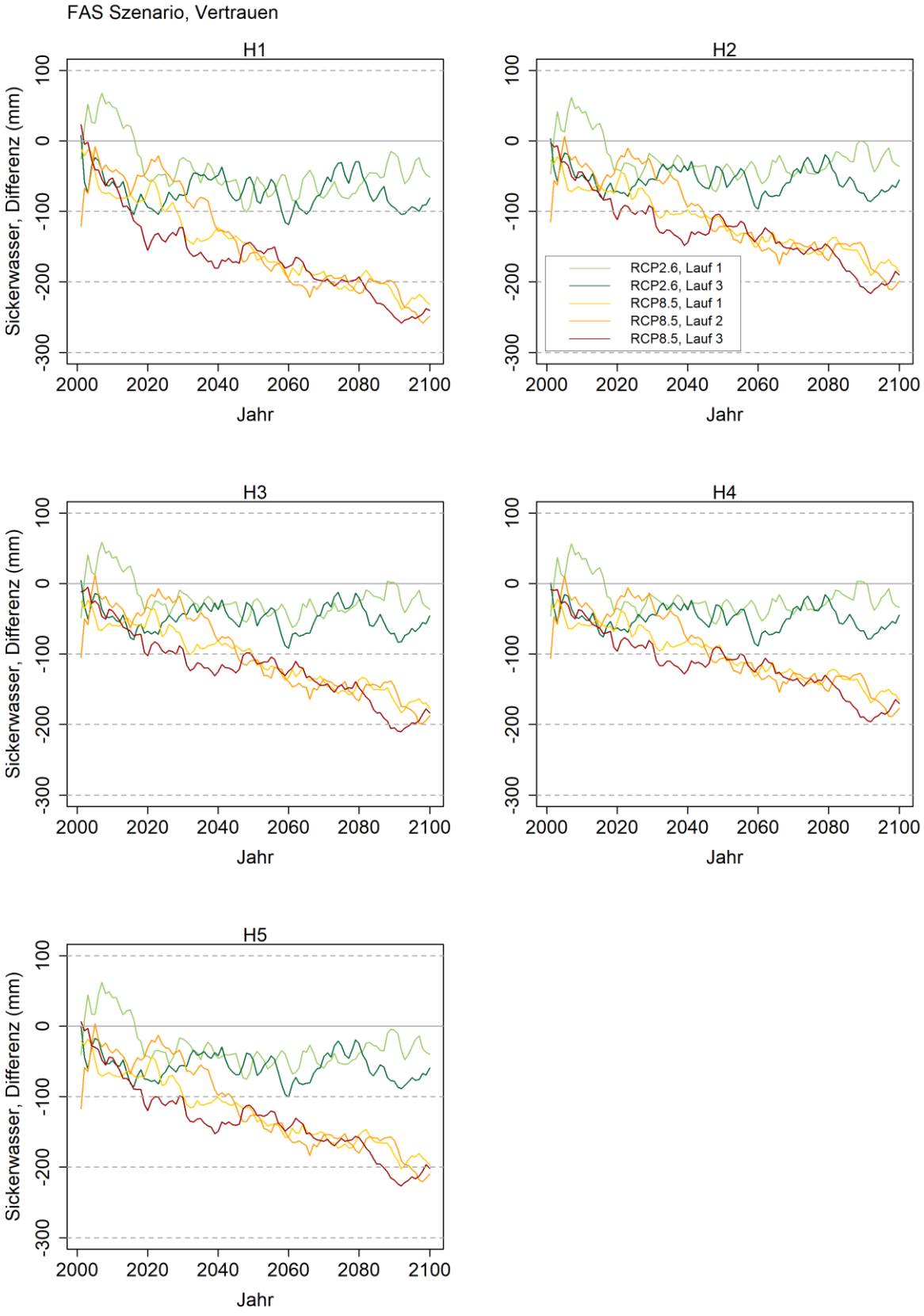



**Abbildung 48: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Szenario für die Vertrauen-Schacht-Halde.**

#### 6.2.1.5 ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DER AUSWIRKUNGEN AUF DEN WASSERHAUSHALT

Die Modellergebnisse für die Hydrotope der Vertrauen-Schacht-Halde sind in der Tabelle 23 zusammengefasst. Die betrachteten Hydrotope (H) wurden hier flächengewichtet gemittelt, so dass damit eine Aussage für die gesamte Halde (6,5 ha) möglich wird.

Die Tabelle 23 zeigt sowohl den Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien als auch den der drei Forstanbausysteme auf die wasserhaushaltlichen Parameter. Als Ergebnis sind jeweils die Werte der Referenzperiode (1971-2000) und die zum Ende des betrachteten Zeitraums (2071-2100) dargestellt.

Der Vergleich der Forstanbausysteme Bestand und Szenario zeigt für die Referenzperiode für die Evapotranspiration und die Transpiration etwas höhere Werte für den Bestand, aber deutlich niedrigere Werte für die Interzeption. Die Sickerwassermenge ist nur sehr geringfügig höher im Bestand als im Szenario. Am Ende der betrachteten Zeitreihe (2071-2100) zeigen sich leichte Verschiebungen in den Verhältnissen zwischen Bestand und Szenario. So ist die Evapotranspiration in den meisten Modellläufen nun im FAS Szenario höher als im FAS Bestand. Bei den Sickerwassermengen bleibt der Unterschied jedoch gering.

**Tabelle 23: Modellergebnisse: Flächengewichtete Mittelwerte der Referenzperiode 1971-2000 sowie der Periode 2071-2100, Vertrauen-Schacht-Halde.**

| Wasserhaushalts- | Klimaszenario/ | FAS Bestand | | FAS Szenario | |
|---|---|---|---|---|---|
| größe (mm/a) | Modelllauf | 1971-2000 | 2071-2100 | 1971-2000 | 2071-2100 |
| Evapotranspiration | RCP2.6, Lauf 1 | 334 | 327 | 332 | 328 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 326 | 333 | 322 | 333 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 338 | 300 | 336 | 306 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 329 | 288 | 326 | 296 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 327 | 267 | 326 | 274 |
| Interzeption | RCP2.6, Lauf 1 | 53 | 50 | 66 | 63 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 53 | 50 | 66 | 63 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 55 | 40 | 68 | 51 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 55 | 37 | 68 | 48 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 53 | 36 | 66 | 46 |
| Potenzielle | RCP2.6, Lauf 1 | 231 | 264 | 227 | 265 |
| Transpiration | RCP2.6, Lauf 3 | 226 | 264 | 219 | 262 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 232 | 353 | 228 | 369 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 226 | 352 | 220 | 368 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 228 | 369 | 224 | 387 |
| Transpiration | RCP2.6, Lauf 1 | 209 | 217 | 200 | 209 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 203 | 221 | 190 | 212 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 210 | 218 | 200 | 216 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 203 | 210 | 192 | 211 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 205 | 195 | 194 | 195 |
| Sickerwasser- | RCP2.6, Lauf 1 | 309 | 281 | 306 | 277 |
| menge | RCP2.6, Lauf 3 | 323 | 269 | 321 | 265 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 336 | 156 | 332 | 152 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 336 | 150 | 333 | 146 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 326 | 132 | 323 | 127 |

Wesentlich gravierender fallen hingegen die Änderungen mit dem prognostizierten Klimawandel aus. Für die Szenarien RCP8.5 liegt die berechnete Evapotranspiration für die Periode 2071-2100 bis zu 60 mm/a unter der der Referenzperiode (Interzeption: bis zu 20 mm/a Differenz). Die Transpiration steigt überwiegend an. Für die Sickerwassermenge ergeben sich so erwartete Rückgänge um Werte von 28 bis zu 196 mm/a, je nach verwendetem Klimaszenario. D. h., dass die Sickerwassermengen wesentlich stärker von der weiteren Entwicklung des Klimas bestimmt werden als von den unterschiedlichen Baumartenzusammensetzungen der beiden Forstanbausysteme.

#### 6.2.1.6 ZUSAMMENFASSUNG FÜR DEN STANDORT VERTRAUEN-SCHACHT-HALDE

Für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde zeigen sich deutliche Verschiebungen mit dem Klimawandel. Ebenso verschieben sich hier die Transpirationskoeffizienten in der Zukunft hin zu niedrigeren Werten, auch bereits im Szenario RCP2.6 und sehr deutlich im Szenario RCP8.5. Insgesamt fällt durch die andere Höhenstufe und die räumliche Lage der Klimawandel etwas gedämpfter als in der Lausitz auf, auch wenn die Niederschläge im Szenario RCP8.5r3 zum Ende hin auf Werte um 600 mm/a (Mittelwert 737 mm/a) zurückgehen. Anders als in der Lausitz spielen auch die besonders heißen Tage mit mehr als 35 °C hier keine wesentliche Rolle, auch nicht im Szenario RCP8.5.

Darauf aufbauend leiten wir folgende Eckpunkte für eine Bewirtschaftungsstrategie für diesen Standort ab:

- Auch hier gilt, dass grundsätzlich Mischbestände zu bevorzugen sind, um den möglichen Ausfall einzelner Arten besser kompensieren zu können.
- Die Halde ist aktuell bereits mit einem funktionsfähigen Wald bedeckt. Angestrebt werden kann deshalb nur ein schonender Waldumbau, bei dem kein Kahlschlag stattfinden darf, da ansonsten mit einem erheblichen Sickerwasseranfall zu rechnen ist.
- Die aktuell vorhandenen Birkenbestände, die während der Sukzession seit der Stilllegung 1936 aufgewachsen sind, nähern sich der Zerfallsphase. Deshalb sollte hier als Ersatz wie von uns vorgeschlagen die Traubeneiche eingebracht werden, die – wie die Modellergebnisse zeigen – die Sickerwasserbildung stärker verringert als die Birke. Die Traubeneiche sollte zu einem Anteil von etwa 60 % den Zielbestand ausmachen.
- Wichtige Nebenbaumart sollte hier, wie ebenfalls bereits in dem alternativen Forstanbausystem vorgeschlagen, die Hainbuche sein. Ihr wird eine hohe Toleranz gegenüber dem Klimawandel bescheinigt, auch wenn sie dann möglicherweise nur noch eine geringe Zuwachsleistung erbringt. Ihr Anteil sollte 20 % ausmachen, mit Ausnahme der nach SW exponierten Flanke, die weniger für die Hainbuche geeignet ist.
- Als weitere Mischbaumarten sollte einerseits ein Birkenanteil von 10 % erhalten bleiben. Als Pionierbaumart kann sie ggf. auftretende Ausfälle rasch wieder schließen.
- Darüber hinaus könnte hier mit 10 % eine immergrüne Nadelbaumart wie die Kiefer beigemischt werden, die mit ihrer Interzeptionsleistung die Sickerwasserrate weiter verringern kann. Ein Ausfall ist hier, bedingt durch die niedrigeren Maximaltemperaturen, weniger wahrscheinlich.
- Auch hier sollen bei einer späteren Bewirtschaftung der Bestände nur einzelne Individuen genutzt werden, Kahlschläge aber unbedingt vermieden werden. Dies ist auch im Sinne der Vermeidung von Phasen mit erhöhtem Sickerwasseranfall alternativlos.

### 6.2.2 ERGEBNISSE DER MODELLLÄUFE FÜR DEN STANDORT NOCHTEN

#### 6.2.2.1 ENTWICKLUNG DER NIEDERSCHLÄGE

Für die Interpretation der Modellläufe ist die Entwicklung der Niederschläge eine wesentliche Eingangsgröße. Die betrachteten Niederschläge sind den verschiedenen Modellläufen der regionalisierten Klimamodellierung entnommen (Kap. 5.3). Die Entwicklung für den Standort Nochten ist in Abbildung 49 dargestellt. Im Szenario RCP2.6r1 liegt das Gesamtmittel bei 669 mm/a. Die Werte schwanken ohne klare Tendenz um diesen Mittelwert. Die Niederschläge zwischen den Jahren 2000 und 2100 weisen nur eine schwache Verringerung auf, die am Ende der Reihe um 27-39 mm/a unter den Werten der Referenzperiode liegen. Im Szenario RCP2.6r3 ist eine ähnliche Entwicklung, jedoch mit stärker ausgeprägten Schwankungen, zu verzeichnen. Im Szenario RCP8.5r1 liegt nicht nur der Mittelwert bei nur noch 625 mm/a, sondern die Kurve zeigt einen stetigen Abfall. Das Szenario RCP8.5r2 ähnelt dem weitgehend. Dem gegenüber liegt der Mittelwert im Szenario RCP8.5r3 nur noch bei 609 mm/a. Der Verlauf zeigt ebenfalls einen stetigen Abfall mit einer konstanten Phase zwischen den Jahren 2020 und 2060. Die Abnahme fällt im Szenario RCP8.5 und besonders im Modellablauf 3 stark aus. Die Mittelwerte des Niederschlags liegen hier zum Ende der Zeitreihe (2071-2100) im Falle des Lauf 3 um 165 mm/a geringer als in der Referenzperiode.

Auffällig ist, dass im Szenario RCP2.6 stärker ausgeprägte trockene und feuchtere Perioden verteilt über den gesamten Zeitraum (bis 2070) zu beobachten sind, während im Szenario RCP8.5 die fünf feuchteren Jahre zu Beginn auftreten und später im Vergleich hierzu die fünf trockeneren Jahre alle im späteren Teil der Zeitreihe zu finden sind. Das heißt, dass ein Ausgleich besonders trockener Jahre durch ein besonders feuchtes Jahr kaum mehr zu erwarten ist, wie die Verläufe der Kurven zeigen.

Saisonale Schwankungen innerhalb der Jahre sind bekannt. Das Szenario RCP2.6 zeigt gering zunehmende Winterniederschläge, beinahe gleichbleibende Herbstniederschläge und moderat rückläufige Niederschläge im Frühjahr und Sommer über den Gesamtzeitraum. Im Szenario RCP8.5 sind die Anstiege im Winter nur gering, zu allen anderen Jahreszeiten gehen die Niederschläge jedoch sehr deutlich zurück (Tabelle 24).

Für die Haldenforstsysteme führt dies zusammen mit den höheren Verdunstungsraten zu niedrigeren Bodenwassergehalten (zu deren jahreszeitlichen Verlauf siehe Kap. 6.2.2.4.5, 6.2.2.5.5). Differenziert nach Jahreszeiten sind die Niederschlagswerte in Tabelle 24 dargestellt.

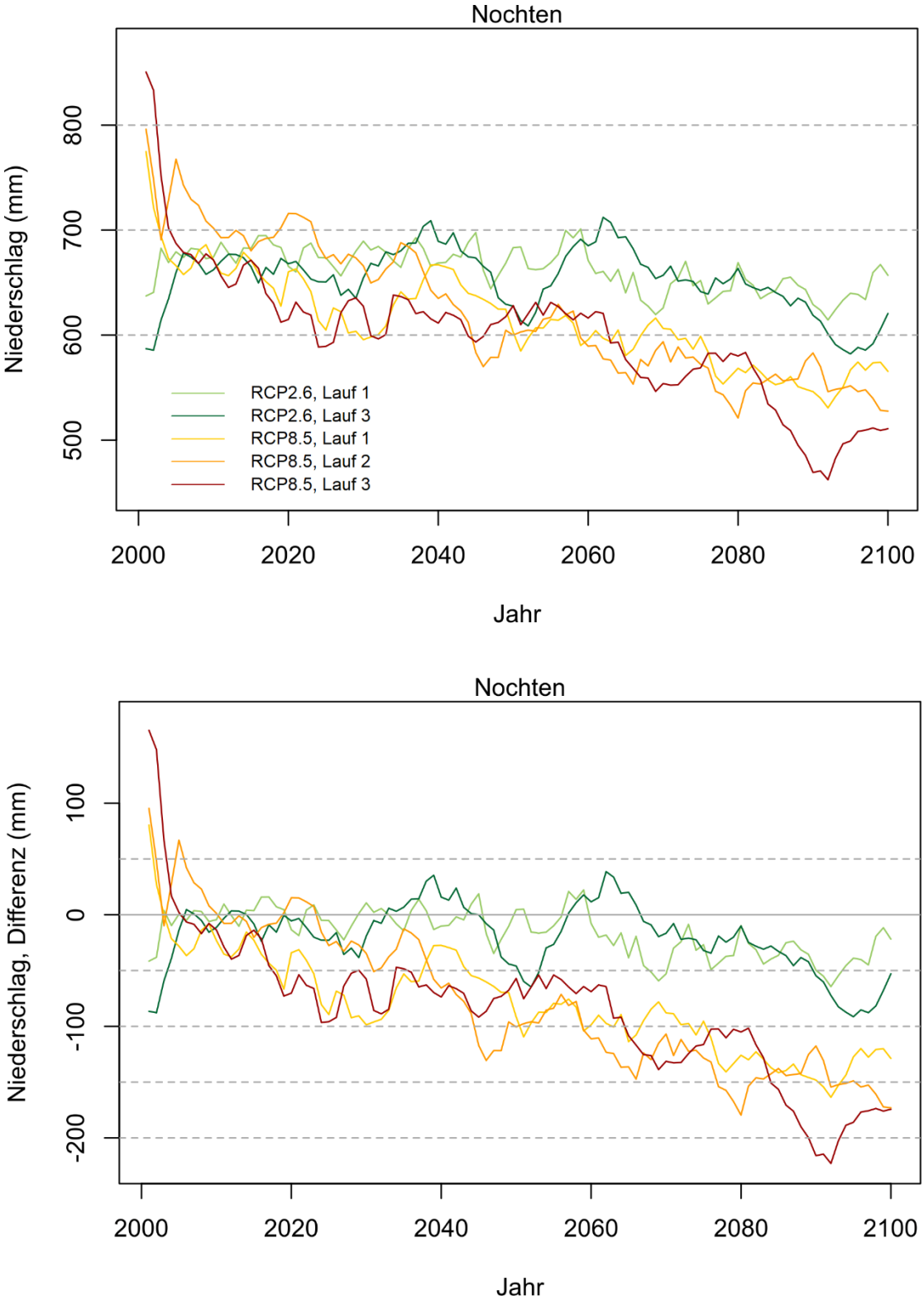



**Abbildung 49: Entwicklung der modellierten Niederschläge zwischen den Jahren 2001 und 2100 absolut (oben) und als Abweichung zur Referenzperiode 1970 bis 2000 (unten) in mm für den Standort Nochten. Die Zeitreihen sind als geglättete zehnjährige Mittel dargestellt.**

**Tabelle 24: Differenzierung der modellierten Niederschläge innerhalb der Jahre für jeweils 30jährige Perioden für den Standort Nochten. Für das Frühjahr wurden die Monate März bis Mai, für Sommer Juni bis August, Herbst September bis November und Winter Dezember bis Februar verwendet.**

| Lauf | Periode | Frühjahr | Sommer | Herbst | Winter | Jahr |
|---|---|---|---|---|---|---|
| R26r1 | 1971-2000 | 140,3 | 207,6 | 151,8 | 179,2 | 678,8 |
| R26r1 | 2021-2050 | 137,5 | 206,0 | 145,9 | 191,2 | 680,5 |
| R26r1 | 2071-2100 | 134,2 | 180,2 | 151,1 | 186,2 | 651,7 |
| R26r3 | 1971-2000 | 150,0 | 198,5 | 150,3 | 174,7 | 673,5 |
| R26r3 | 2021-2050 | 129,6 | 200,4 | 137,9 | 189,1 | 657,1 |
| R26r3 | 2071-2100 | 127,0 | 176,2 | 146,8 | 184,4 | 634,3 |
| R85r1 | 1971-2000 | 143,1 | 224,5 | 146,5 | 180,2 | 694,3 |
| R85r1 | 2021-2050 | 111,3 | 177,7 | 142,0 | 190,7 | 621,7 |
| R85r1 | 2071-2100 | 109,2 | 136,2 | 114,5 | 200,1 | 560,0 |
| R85r2 | 1971-2000 | 147,7 | 226,9 | 146,0 | 180,0 | 700,6 |
| R85r2 | 2021-2050 | 130,6 | 178,7 | 137,1 | 187,2 | 633,6 |
| R85r2 | 2071-2100 | 89,4 | 146,6 | 116,8 | 191,0 | 543,9 |
| R85r3 | 1971-2000 | 138,5 | 213,4 | 153,6 | 179,6 | 685,2 |
| R85r3 | 2021-2050 | 114,2 | 191,4 | 135,3 | 181,5 | 622,3 |
| R85r3 | 2071-2100 | 82,8 | 134,8 | 109,9 | 192,6 | 520,1 |

Für die Vegetation ist eine durchgängige Wasserversorgung wähend der Vegetationsperiode entscheidend. Problematisch sind längere trockene Perioden, in denen kein Niederschlag fällt. Der tatsächliche Wasserstress ergibt sich erst aus dem Wechselspiel zwischen verfügbarem Wasserspeicher, Temperatur und Verdunstung und ist im Kap. 6.2.2.4.5 dargestellt. Die Auswertung der Trockenperioden zeigt hingegen standortunabhängig die Veränderungen, die die verschiedenen Modellrechnungen und Modellläufe annehmen. Hierzu wurde für das Sommerhalbjahr in den Monaten März bis August ausgewertet, wie lang die längste Dürreperiode für jedes Jahr war. Dazu wurden die Tage ohne bzw. bis zu einem Niederschlag von 2 mm in Folge gezählt. Die geringfügigen Niederschläge bis zu 2 mm wurden mit hinzugenommen, da der Neiderschlag dabei ohnehin kaum den Boden erreicht, sondern direkt von den Blattoberflächen als Interzeption wieder verdunstet. Betrachtet wird die längste Periode ohne nennenswerten Niederschlag, da diese am ehesten zu irreversiblen Trockenschäden bei der Vegetation führen kann. Zusätzlich wurde die Anzahl der Tage in solchen Trockenperioden im Jahr insgesamt gezählt, wobei diese mindestens länger als eine Woche (7 Tage) andauern musste, um berücksichtigt zu werden.

Die Anzahl der Tage ohne nennenswerten Niederschlag für den Standort der Kippe Nochten für die beiden Vergleichsperioden 1971-2000 und 2071-2100 ist Tabelle 25 zu entnehmen. Die Modellergebnisse für das Szenarion RCP2.5 zeigen, dass die Länge der Trockenperioden nur wenig zunimmt (4 %), die Anazhl der Tage in Dürreperioden aber um etwa 11%. Die Maxima der Länge der längsten Periode ohne Niederschlag nehmen etwas deutlicher zu (15%). Das Szenario RCP2.6 nimmt also bereits Phasen längerer Trockenheit an, die für die Vegetation kritisch werden können.

Die RCP8.5-Szenarioen hingegen zeigen eine deutliche Zunahme der Länge der niederschlagsfreien Perioden um im Mittel 25%, die Anzahl der Tage ohne Niederschlag um im Mittel 37%. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit, dass die Vegetation unter Trockenstress gerät, erheblich. Bei der Länge der längsten Trockenperiode nehmen die Minima um im Mittel 21% zu, die Maxima um 18%.

**Tabelle 25: Auswertung der Dürreperioden für den Standort Nochten für die beiden Vergleichszeiträume 1971-2000 und 2071-2100. Dargestellt ist das Mittel der längsten Trockenperiode (in Tagen) sowie die Minima und Maxima für die einzelnen Modellläufe und Realisationen. Gezählt wurden Tage in Serie mit bis zu 2 mm Niederschlag. Bei der Anzahl der Tage mit bis zu 2 mm Niederschlag/Tag wurden nur die berücksichtigt, bei denen dies mehr als 7 Tage in Folge gegeben war.**

| Modelllauf | 1971-2000 | | | | | | 2071-2100 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| und | Längste Dürreperiode | | | Anzahl Tage/Jahr | | | Längste Dürreper. | | | Anzahl Tage/Jahr | | |
| Realisation | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max |
| RCP2.6R1r1 | 23,9 | 11 | 52 | 37,6 | 11 | 57 | 22,2 | 11 | 47 | 36,3 | 18 | 63 |
| RCP2.6R1r2 | 20,3 | 11 | 44 | 33,4 | 14 | 65 | 21,4 | 12 | 47 | 43,5 | 13 | 74 |
| RCP2.6R3r1 | 19,0 | 10 | 28 | 35,8 | 19 | 58 | 23,7 | 12 | 43 | 40,9 | 15 | 71 |
| RCP2.6R1r8 | 22,5 | 13 | 36 | 37,3 | 13 | 83 | 21,4 | 14 | 40 | 38,5 | 16 | 71 |
| RCP8.5R1r1 | 19,3 | 12 | 32 | 30,5 | 14 | 60 | 27,1 | 12 | 47 | 46,2 | 13 | 78 |
| RCP8.5R1r6 | 20,6 | 12 | 46 | 31,7 | 13 | 82 | 26,8 | 15 | 51 | 40,8 | 17 | 81 |
| RCP8.5R2r1 | 20,5 | 11 | 38 | 34,4 | 11 | 67 | 26,2 | 14 | 49 | 46,3 | 20 | 84 |
| RCP8.5R2r4 | 22,7 | 12 | 56 | 35,5 | 17 | 65 | 26,5 | 14 | 48 | 45,6 | 15 | 77 |
| RCP8.5R3r2 | 22,9 | 12 | 48 | 36,1 | 19 | 59 | 29,7 | 16 | 48 | 59,2 | 30 | 94 |
| RCP8.5R3r9 | 22,7 | 12 | 45 | 36,5 | 17 | 62 | 30,9 | 15 | 60 | 53,6 | 22 | 97 |

#### 6.2.2.2 ENTWICKLUNG DER TAGESHÖCHSTTEMPERATUREN

Tageshöchsttemperaturen von über 35 °C sind für die Baumart Kiefer kritisch zu bewerten, da sie unter diesen Bedingungen unter erheblichen Stress gerät (Kätzel 2009). In Abbildung 24 ist die Anzahl der Tage, an denen die Höchsttemperatur 35°C überschreitet, für die verschiedenen Szenarien dargestellt. Die Daten zeigen, dass solche Tage im Szenario RCP2.6 nur vereinzelt auftreten. Anders hingegen weisen die Szenarien des RCP8.5 diese Situation nicht mehr als Ausnahme, sondern als mehrmals jährlich auftretende Klimabedingung auf. Damit ist jedoch infrage gestellt, ob die Kiefer auf diesen Standorten langfristig noch wachsen wird oder durch diesen Hitzestress abstirbt bzw. so geschädigt wird, dass Folgeschäden wie Kalamitäten zum Absterben führen.

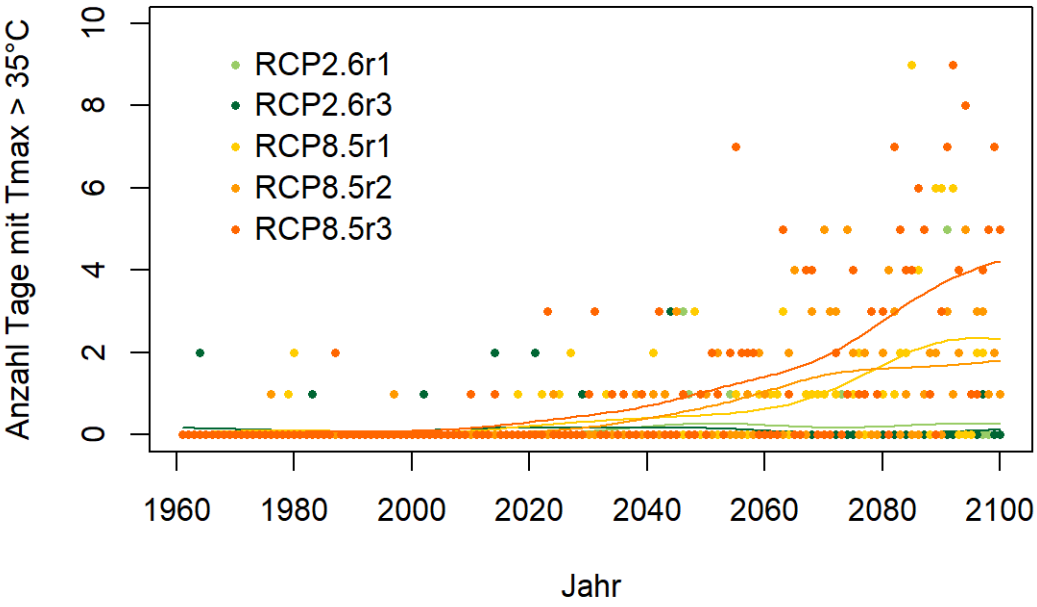



**Abbildung 50: Entwicklung der Tageshöchsttemperatur zwischen 1961 und 2100 für die fünf Modellläufe, Kippe Nochten. Die durchgezogenen Linien kennzeichnen die dreißigjährigen gleitenden Mittel.**

**Tabelle 26: Auswertung der Hitzeperioden mit täglichen Maximaltemperaturen über 35°C für den Standort Nochten. Betrachtet wurden die verschiedenen Modellläufe und Realisationen. Jeweils wurde die Azahl der aufeinander folgenden Hitzetage ermittelt, dargestellt sowohl als Mittel über die 30jährige Periode als auch die Minima und Maxima. Zusätzlich ist die absolute Anzahl der Tage über 35 °C mit angegeben.**

| | 1971-2000 | | | | | | 2071-2100 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Längste Hitzeper. | | | Anzahl Tage/Jahr | | | Längste Hitzeper. | | | Anzahl Tage/Jahr | | |
| | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max | Mittel | Min | Max |
| RCP2.6R1r1 | 0,57 | 0 | 3 | 0,60 | 0 | 4 | 1,20 | 0 | 5 | 1,60 | 0 | 7 |
| RCP2.6R1r2 | 0,37 | 0 | 3 | 0,43 | 0 | 4 | 1,10 | 0 | 5 | 1,67 | 0 | 8 |
| RCP2.6R3r1 | 0,63 | 0 | 4 | 0,80 | 0 | 6 | 0,97 | 0 | 5 | 1,27 | 0 | 8 |
| RCP2.6R1r8 | 0,43 | 0 | 3 | 0,50 | 0 | 4 | 1,13 | 0 | 5 | 1,60 | 0 | 8 |
| RCP8.5R1r1 | 0,73 | 0 | 5 | 0,83 | 0 | 6 | 2,43 | 0 | 5 | 5,70 | 0 | 17 |
| RCP8.5R1r6 | 0,73 | 0 | 3 | 0,97 | 0 | 4 | 3,03 | 0 | 5 | 6,50 | 0 | 15 |
| RCP8.5R2r1 | 0,37 | 0 | 3 | 0,53 | 0 | 6 | 2,93 | 0 | 5 | 6,70 | 0 | 12 |
| RCP8.5R2r4 | 0,57 | 0 | 3 | 0,67 | 0 | 4 | 2,63 | 0 | 5 | 6,07 | 0 | 14 |
| RCP8.5R3r2 | 0,63 | 0 | 4 | 0,73 | 0 | 4 | 3,40 | 0 | 9 | 7,77 | 0 | 16 |
| RCP8.5R3r9 | 0,40 | 0 | 3 | 0,50 | 0 | 4 | 3,23 | 1 | 5 | 7,57 | 1 | 15 |

Ergänzend zur Anzahl der Tage über 35°C (Abbildung 50 und Tabelle 26) wurde auch die Länge solcher Hitzeperioden im Vergleich der Perioden 1971-2000 und 2071-2100 ausgewertet. Das Ereignis „Tage über 35°C insgesamt" tritt zwischen 1971 und 2000 durchaus häufiger auf mit durchschnittlich einem Tag in jedem zweiten Jahr. Tatsächlich sind die Ereignisse ungleicher verteilt und es treten Perioden bis zu 3-5 Tagen über 35°C auf, so dass umgekehrt wieder Jahre ohne derartigen Hitzestress auftreten. In den Modellläufen des Szenario RCP2.6

für die Jahre 2071-2100 werden diese Ereignisse bereits deutlich häufiger und treten durchschnittlich etwa jährlich auf. Im Szenario RCO8.5 ergeben die Modellläufe im Durchschnitt fast 3 Hitzetage pro Jahr. Die Anzahl der Hitzetage insgesamt steigt bei diesen Modellläufen auf im Mittel 6,7 Tagen/Jahr und bis zu maximal 17 Tagen über 35°C. Es ist anzunehmen, dass darauf empfindliche reagierende Bäume dadurch erheblich geschädigt werden.

#### 6.2.2.3 WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN, REFERENZSYSTEM FÜR NOCHTEN

##### 6.2.2.3.1 Entwicklung der Evapotranspiration

Als Referenzsystem für den Standort Nochten wurde ein Waldstaudenroggen angenommen. Waldstaudenroggen dient bei der forstlichen Rekultivierung üblicherweise als Testsaat zur Kontrolle der Bodenmelioration und als Deflationsschutz. Im Vergleich mit der vorgesehenen Aufforstung (FAS Bestand) und der alternativen Aufforstung (FAS Szenario) lässt sich hiermit der Effekt einer Aufforstung auf die Wasserhaushaltsparameter abschätzen.

Die Entwicklung der Evapotranspiration des Referenzsystems Waldstaudenroggen ist in Abbildung 51 dargestellt. Die Modelläufe zeigen überwiegend bis 2050 Abweichungen von der Referenzperiode, die im Bereich unter 20 mm liegen. Eine Ausnahme hiervon ist das Szenario RCP8.5r1, das in diesem Zeitraum auch geringere ET-Werte prognostiziert. Auffällig ist der deutliche Anstieg der Evapotranspiration für das Szenario RCP2.6r1 nach 2060, der sich in allen Teilflächen wiederfindet. Gegenläufig geht das Szenario RCP8.5r3 von einem sehr deutlichen Abfall der ET nach 2090 aus.

**Abbildung 51: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz (Waldstaudenroggen) für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.3.2 Entwicklung der Transpiration

Die Ergebnisse für die Modellierung der Transpiration für das Forstanbausystem Referenz sind in Abbildung 52 dargestellt. Im Vergleich zur Referenzperiode steigen die Transpirationswerte durchgängig für alle Teilflächen und für alle Szenarien an, wobei die Anstiege in den RCP8.5-Szenarien stärker als bei den RCP2.6-Szenarien ausfallen. Sie betragen jedoch maximal +15 mm/a zum Ende der betrachteten Zeitperiode.

#### 6.2.2.3.3 Entwicklung der Sickerwasserbildung

Die Berechnung der Sickerwassermengen für das Forstanbausystem Referenz lässt durchgängig für alle Teilflächen und Szenarien langfristig einen Rückgang erwarten (Abbildung 44). Für die Szenarien RCP2.6 werden Rückgänge bis 2100 um etwa 50 mm/a im Vergleich zur Referenzperiode erwartet, für die Szenarien RCP8.5 hingegen bis zu 150 mm/a. Da die Transpiration im Vergleich dazu nur um bis zu 15 mm/a ansteigt und die Evapotranspiration sogar rückläufig ist, ist dieser Effekt vor allem auf die abnehmenden Niederschläge (Kap. 6.2.2.1) zurückzuführen.

**Abbildung 52: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz für den Standort Kippe Nochten.**

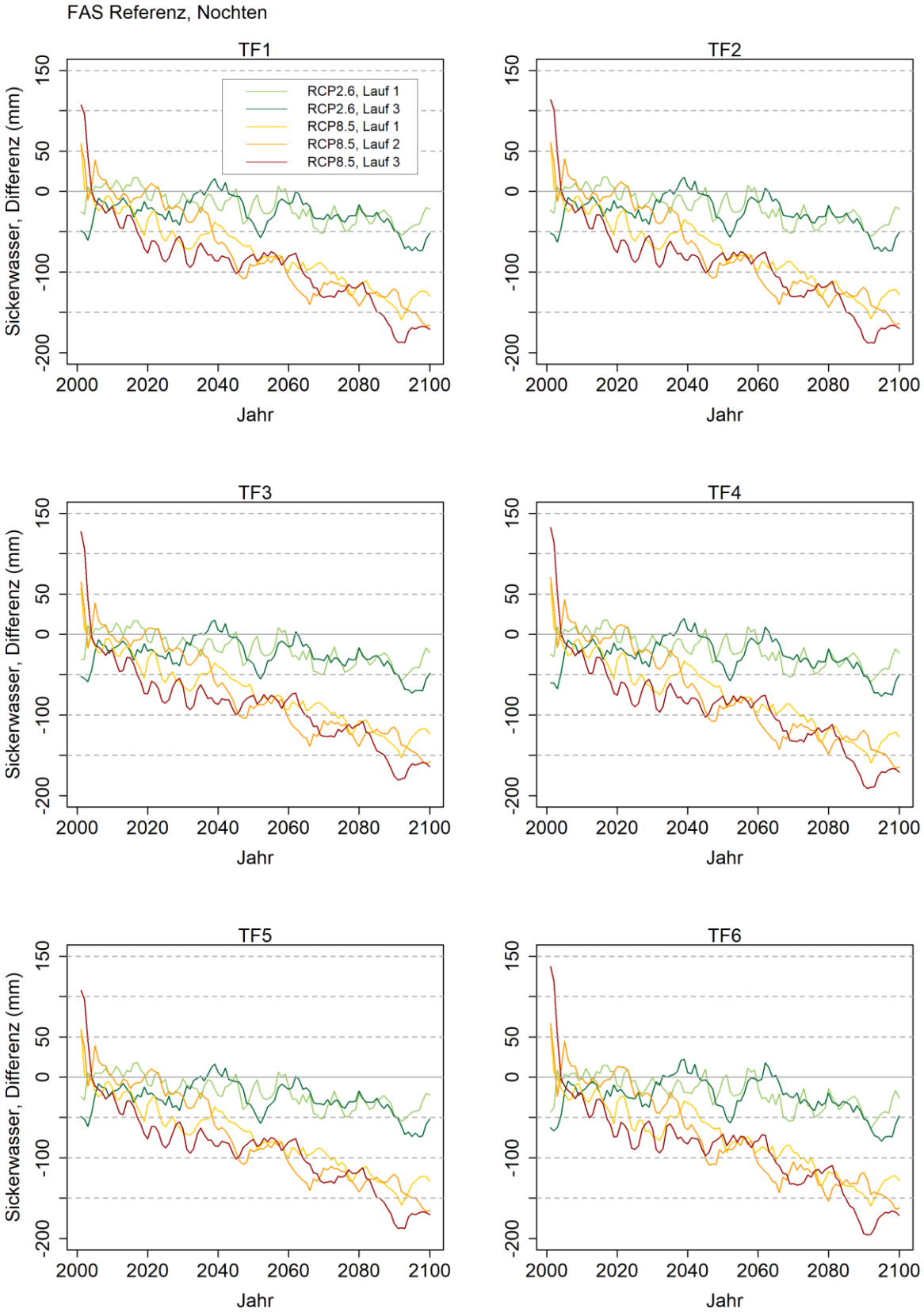



**Abbildung 53: Entwicklung der Sickerwasserbildung als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das Forstanbausystem Referenz für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.4 WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN, AKTUELLES FORSTANBAUSYSTEM FÜR NOCHTEN

##### 6.2.2.4.1 Entwicklung der Evapotranspiration

Die sechs Teilflächen zeigen unter den angenommenen klimatischen Bedingungen in der realen Evapotranspiration (ET) deutliche Unterschiede in den Jahreswerten. Zunächst wird der Modelllauf RCP2.6r1 betrachtet (Abbildung 54 bzw. Anlage 5). Auf der TF2 (GKI) ist die ET mit 300 mm/a (Durchschnitt 1960-2100) insgesamt am höchsten, während die TF3, ebenfalls mit GKI bestockt, mit rund 288 mm/a geringfügig niedrigere ET-Werte aufweist. Interessant ist das Abschneiden der TF1, die mit Roteiche bestockt werden soll. Hier werden fast 300 mm ET im Durchschnitt erreicht, wobei die Varianz im Vergleich zu den beiden Kiefernstandorten deutlich geringer ausgeprägt ist. Die drei Birkenstandorte (TF4, 5 und 6) weisen geringe ET-Werte zwischen 260 und 282 mm/a auf, wobei die drei Standorte keineswegs gleich sind. Die geringste ET ist auf der TF6 zu finden, die zudem noch eine höhere Streuung als die beiden anderen Birkenflächen aufweist. Der Vergleich der 30-jährigen Mittel 1960–1990 und 2070–2100 zeigt bei den Kiefernstandorten eine Abnahme der Evapotranspiration um 10 – 18 mm/a, während bei der Roteiche (TF 1) mit einer leichten Zunahme zu rechnen ist. Die Birkenstandorte zeigen hier keinen Trend. Es ist zudem festzuhalten, dass es sich ausweislich der Modelldaten um keinen linearen Verlauf handelt. Vielmehr steigt an dem Roteichenstandort die Evapotranspiration zunächst leicht an, um dann wieder abzufallen, womöglich, weil nach zunehmender Wärme dann die Wasserverfügbarkeit abnimmt. Einen ähnlichen Verlauf zeigen auch die Birkenstandorte. Bei den Kiefernstandorten (TF2, TF3) hingegen nehmen die Evapotranspirationswerte über den betrachteten Zeitraum ab, mit einer ausgeprägten Plateauphase in der Mitte der Zeitreihe.

Die Ergebnisse des Modelllaufs RCP2.6r3 sind mit denen des RCP2.6r1 weitgehend vergleichbar (Abbildung 54). Der Modelllauf RCP2.6r3 zeigt jedoch nach dem Jahr 2060 höhere ET-Werte, die danach unter die des Laufes RCP2.6r1 absinken.

Die Berechnungen für den Modellablauf RCP8.5r1 zeigen ein verändertes Bild (Anlage 5). Die TF1 mit der Roteiche weist nach wie vor eine ET von fast 300 mm/a mit einer sich über die Zeitreihe leicht erhöhenden Varianz auf. Sie ist damit weitgehend vergleichbar mit den zuvor dargestellten Modellrechnungen. Anders hingegen die beiden Kiefernstandorte (TF2, TF3): sie weisen nun geringere Mittelwerte (1960-2100: 288 bzw. 274 mm/a) als die TF1 auf, eine sehr hohe Streuung mit einem deutlichen Abfall der ET-Werte zum Ende der Zeitreihe hin, bis auf 257 bzw. 239 mm/a im 30-jährigen Mittel (2071-2100). Im Vergleich dazu weisen nun zwei der drei Birkenflächen ET-Werte auf, die im Mittel mit denen der Kiefernstandorte vergleichbar sind (TF4, TF5). Die TF5 weist mit einer ET von 288 mm/a nicht nur mehr ET als die Kiefernfläche TF3 auf, sondern auch eine deutlich geringere Streuung. Die TF6, ebenfalls mit Birken bestockt, zeigt hingegen nur noch eine ET von im Mittel 255 mm/a mit einer deutlichen Tendenz zu geringeren Werten und höherer Varianz. Der Modellauf RCP8.5r2 (Anlage 5) ähnelt in den Ergebnissen denen des RCP8.5r1.

Der Modellablauf RCP8.5r3 führt in der Modellrechnung der ET nicht nur zu leicht geringeren Mittelwerten gegenüber dem RCP8.5r1 (Anlage 5). Vielmehr zeigt dieser ab etwa 2060 einen wesentlich deutlicheren Abfall der ET für alle Teilflächen.

Vor allem für die Modelläufe des Szenarios RCP8.5 fällt auf, dass die Streuung der Daten innerhalb der Zeitreihe stark zunimmt und die Werte der ersten 30-jährigen Periode deutlich geringer als die der letzten 30-jährigen Periode sind.

Die drei Birkenstandorte (TF4, 5 und 6) unterscheiden sich in der Parametrisierung allein in den Bodeneigenschaften. Diese führen zu deutlich erkennbaren Unterschieden in der ET: die TF5 mit dem reinen Sand und schwach tonigen Sanden besitzt die höchste nutzbare Feldkapazität und in der Folge ist hier die mittlere ET mit 282 mm/a im Szenario RCP2.6r1 am höchsten. Die TF6 mit lehmigem Ton weist die geringste nFK und auch die geringste ET mit im Mittel 260 mm/a auf, während die TF4 mit mittel tonigem Sand eine Zwischenstellung einnimmt. Auf allen Flächen nimmt die ET über die Zeitreihe hinweg etwas zu, um dann wieder abzufallen. Auf der TF5 liegt der Wert am Ende der Zeitreihe geringfügig über dem Ausgangswert, auf der TF6 geringfügig darunter. Vergleicht man nun die drei Standorte im Szenario RCP8.5r3, so weisen alle Standorte eine deutliche Verringerung bis zum Ende der Zeitreihe auf. Das letzte 30-jährige Mittel beträgt für die TF5 256 mm/a, dass der TF6 nur 212 mm/a.

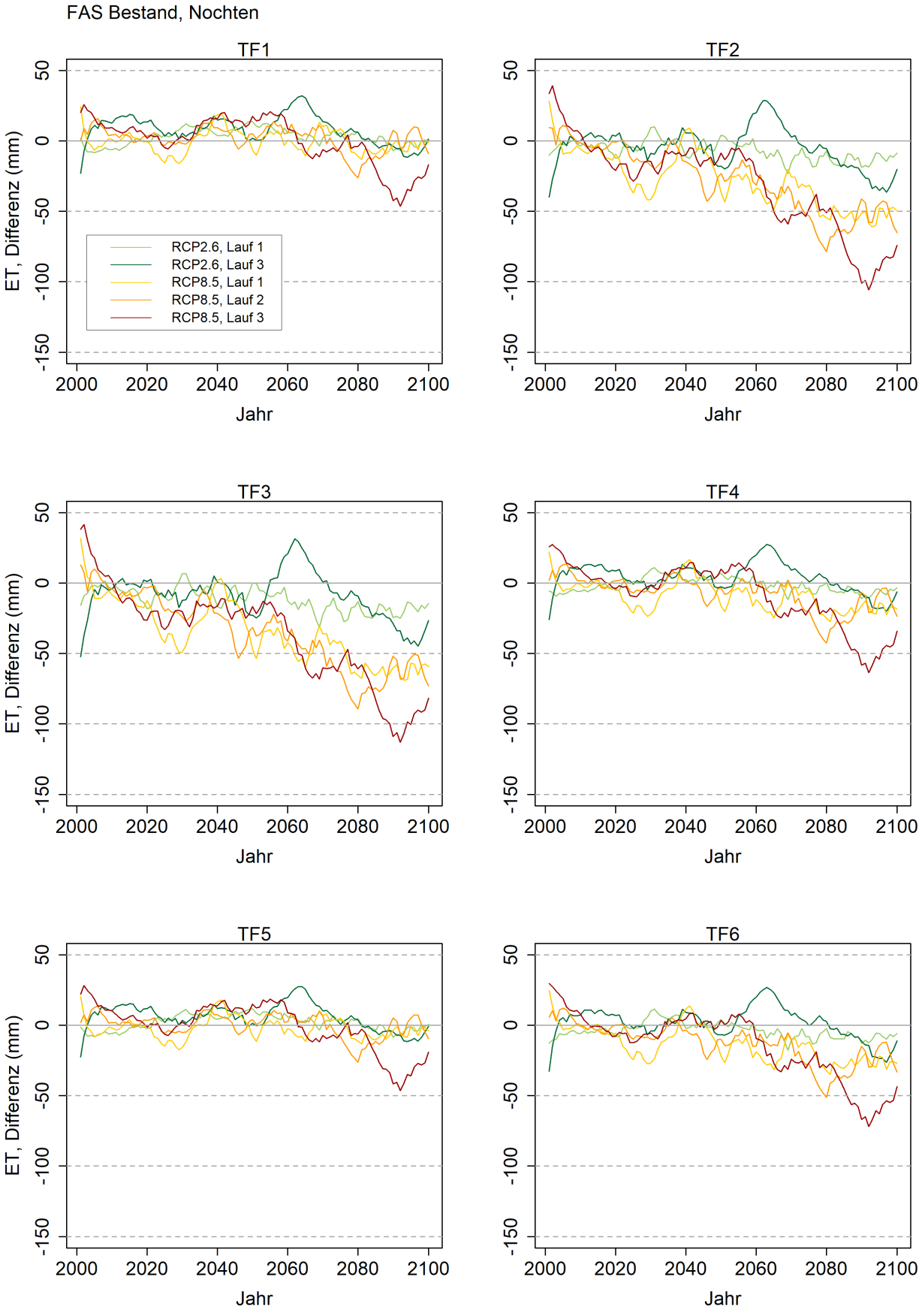



**Abbildung 54: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.4.2 Entwicklung der Transpiration

Die Ergebnisse lassen sich mit einer Betrachtung der Transpiration noch weiter untersetzen, macht diese doch den größten Teil der Evapotranspiration aus. Die Ergebnisse für den Modelllauf RCP2.6r1 präsentiert Abbildung 55 und Anlage 6. Die beiden Kiefernflächen (TF2, TF3) weisen mit rund 215 bzw. knapp 200 mm/a relativ hohe Werte auf, die im Fall der TF2 leicht ansteigen und auf der TF3 leicht abfallen. Einige Jahre mit besonders niedrigen Werten sind auf beiden Flächen ab 2040 auffällig. Die TF1 mit der Roteichenbestockung hingegen zeigt ebenfalls hohe Verdunstungswerte um 205 mm/a. Hier zeichnet sich ein Anstieg der Transpirationswerte von 1960 bis etwa 2030 ab, der dann stagniert, um zum Ende der Zeitreihe wieder leicht abzufallen. Das Mittel der 30-jährigen Periode 2071-2100 beträgt 211 mm/a gegenüber der Startperiode 1961-1990 mit 189 mm/a. Ein ähnlicher Anstieg ist auf den drei Birkenflächen (TF4, 5 und 6) zu beobachten, deren mittlere Verdunstungshöhe mit 175 bis 188 mm/a jedoch etwas geringer ist. Die Transpirationswerte für den Modelllauf RCP2.6r3 weichen von diesen Ergebnissen nur wenig ab (Anlage 6).

Unter den veränderten Bedingungen des Modelllaufs RCP8.5r1 (Anlage 6) zeigen die beiden mit Kiefern bestockten TF2 und T3 nach einem moderaten Anstieg der Transpiration ab 2040 einen deutlichen Abfall, im Vergleich der 30-jährigen Start- und Endperioden von 209 bzw. 198 mm/a auf 199 bzw. 176 mm/a. Der Roteichenbestand TF1 weist hingegen einen sehr deutlichen Anstieg der Transpiration von 188 auf 232 mm/a auf und liegt damit höher als die anderen TF. Auch die TF mit Birke (TF4, 5 und 6) zeigen eine Zunahme der Transpiration, im Fall der TF5 sogar von 172 auf 218 mm/a (30-jährige Mittel), während bei der TF6 der Anstieg geringer ausfällt bzw. sogar sich ein leichter Abfall nach 2040 abzeichnet. Zum Ende der Betrachtungsperiode weisen die Birken-TF eine den Kiefern gleichwertige oder sogar höhere Transpiration auf. Der Modelllauf RCP8.5r2 ist vergleichbar (Anlage 6).

Im Modellauf RCP8.5r3 hingegen sinkt die Transpiration bei den mit Kiefern bestockten TF2 und TF3 nach 2040 deutlich stärker ab (Anlage 6), im Fall der TF3 sogar auf nur noch 156 mm/a. Auch die TF1 mit Roteiche zeigt nun nach 2050 wieder einen Abfall der Transpirationswerte. Die mit Birken bewachsenen TF4, 5 und 6 zeigen ebenfalls nach einem Anstieg einen Rückgang der Transpiration, der im Vergleich zur Roteiche jedoch schon etwas früher (ab 2040) einsetzt. Im Fall der TF6 liegen die Werte in der letzten 30-jährigen Periode mit 163 mm/a wieder auf dem Niveau der Startperiode (166 mm/a).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die verschiedenen Modellläufe für die Transpiration der beiden Kiefernbestände nach 2050 abnehmende Werte erwarten lässt, während auf den mit Birke und Eiche bestockten Flächen mit einer Zunahme der Transpiration gegenüber der Referenzperiode zu rechnen ist (Ausnahme: TF6 und RCP8.5r3) (Abbildung 55).

**Abbildung 55: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.4.3 Entwicklung der Transpirationskoeffizienten

Die Folgen der Bodenwasserentwicklung auf die Transpiration sind in Abbildung 56 und Abbildung 57 in Form von Boxplots dargestellt. Dort ist der Transpirationskoeffizient, also das Verhältnis von realer zu potenzieller Transpiration dargestellt, wieder für die 30-jährigen Mittel zu Beginn (1961-1990) und Ende (2071-2100) der betrachteten Zeitreihe. Ein Wert von 1,0 bedeutet, dass der Pflanze so viel Wasser zur Verfügung steht, dass sie unbegrenzt verdunsten kann. Desto weiter die Werte davon nach unten abweichen, desto mehr geraten die Pflanzen unter Trockenstress. Baumartenspezifische Grenzwerte, ab wann mit einer dauerhaften Schädigung der Bäume zu rechnen ist, lagen uns (anders als für landwirtschaftliche Kulturen) nicht vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass Werte unter 0,8 bereits zu Stress bei den Pflanzen führen und bei Werten unter 0,6 dauerhafte Schäden nicht auszuschließen sind.

In der Vergangenheit (1961-1990) liegen die Werte auf der TF1 allesamt über 0,9, während die letzte 30-jährige Periode einen deutlichen Abfall, vor allem für das Szenario RCP8.5 zeigt. Werte unter 0,6 werden jedoch nur bei den Extremwerten erreicht.

Die TF2 zeigt bereits bei der ersten 30-jährigen Periode einen angespannteren Wasserhaushalt. Die Werte des unteren Quartils liegen zwar noch alle über 0,8, die Minima reichen jedoch deutlich darunter (Abbildung 56 und Abbildung 57). In der Zukunft (2071-2100) zeichnet sich jedoch ein kritischeres Bild. Im Szenario RCP2.6 liegen bereits die Medianwerte unter 0,8, die Extremwerte bei 0,6. Für das Szenario RCP8.5 werden Medianwerte unter 0,6 ausgewiesen, die Minima unterschreiten teilweise 0,4. Hier ist fraglich, ob unter diesen Bedingungen noch die Kiefer oder andere Gehölze wachsen können. Die TF3 verhält sich ähnlich wie die TF2, wobei die einzelnen Werte noch etwas niedriger ausfallen.

Die TF4 und 5 weisen hingegen ein weniger problematisches Bild auf. In der ersten 30-jährigen Reihe liegen die Koeffizienten über 0,9, was selbst noch auf die Minima zutrifft. In der zukünftigen 30-jährigen Periode (2071-2100) wandeln sich jedoch auch hier die Standortbedingungen. Sind diese im Szenario RCP2.6 noch unkritisch, so liegen die Mediane des RCP8.5 bereits unter 0,8. Die TF5 verhält sich ähnlich, wobei die Wasserversorgung in der ersten 30-jährigen Periode noch etwas besser ist.

Die TF6 weist Werte zwischen denen der TF1 und TF2 auf. Hier ist es vor allem das zukünftige Szenario RCP8.5, was eine kritische Wasserversorgung der Pflanzen erwarten lässt.

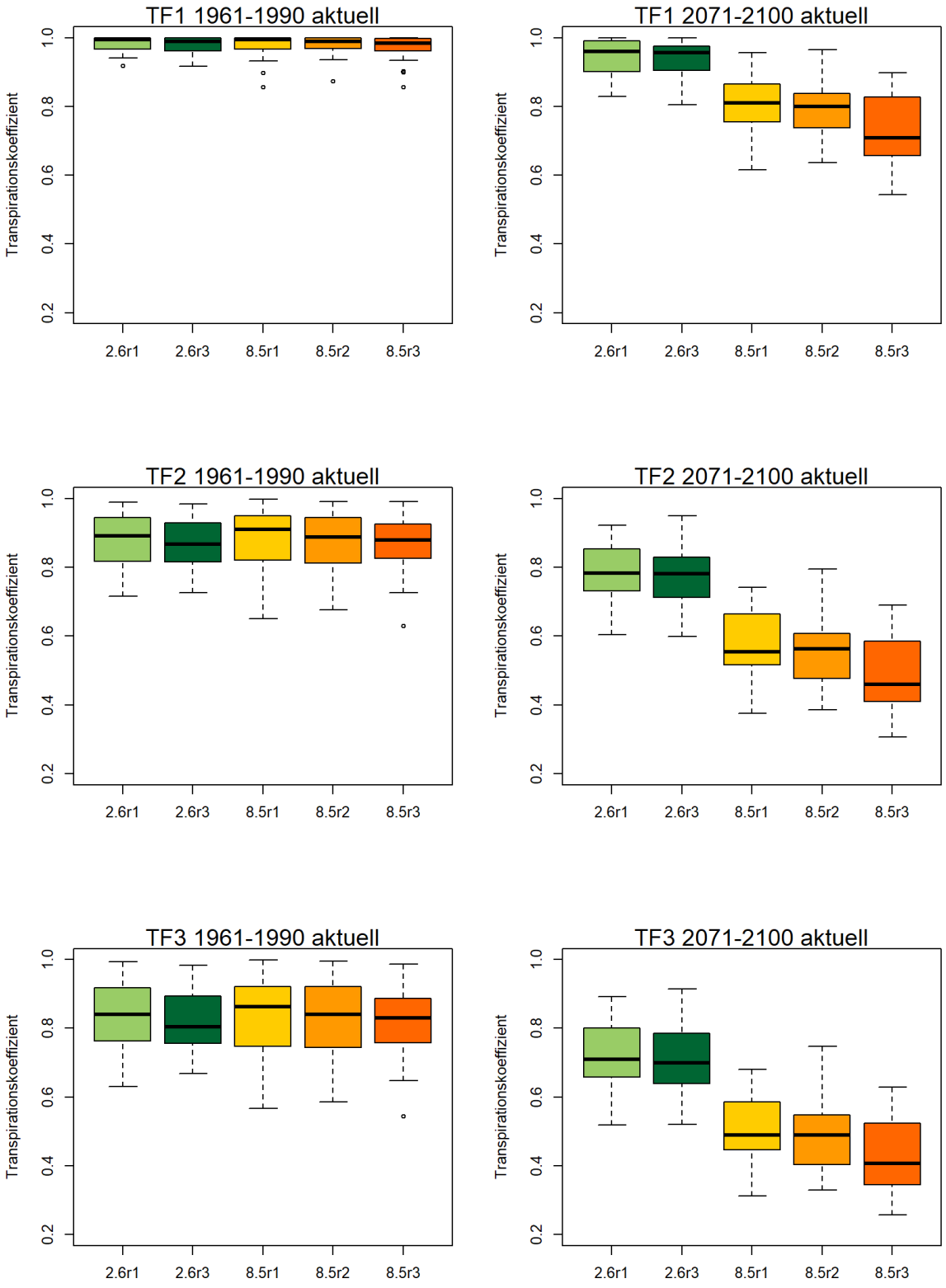



**Abbildung 56: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten für die TF 1 bis TF3.**

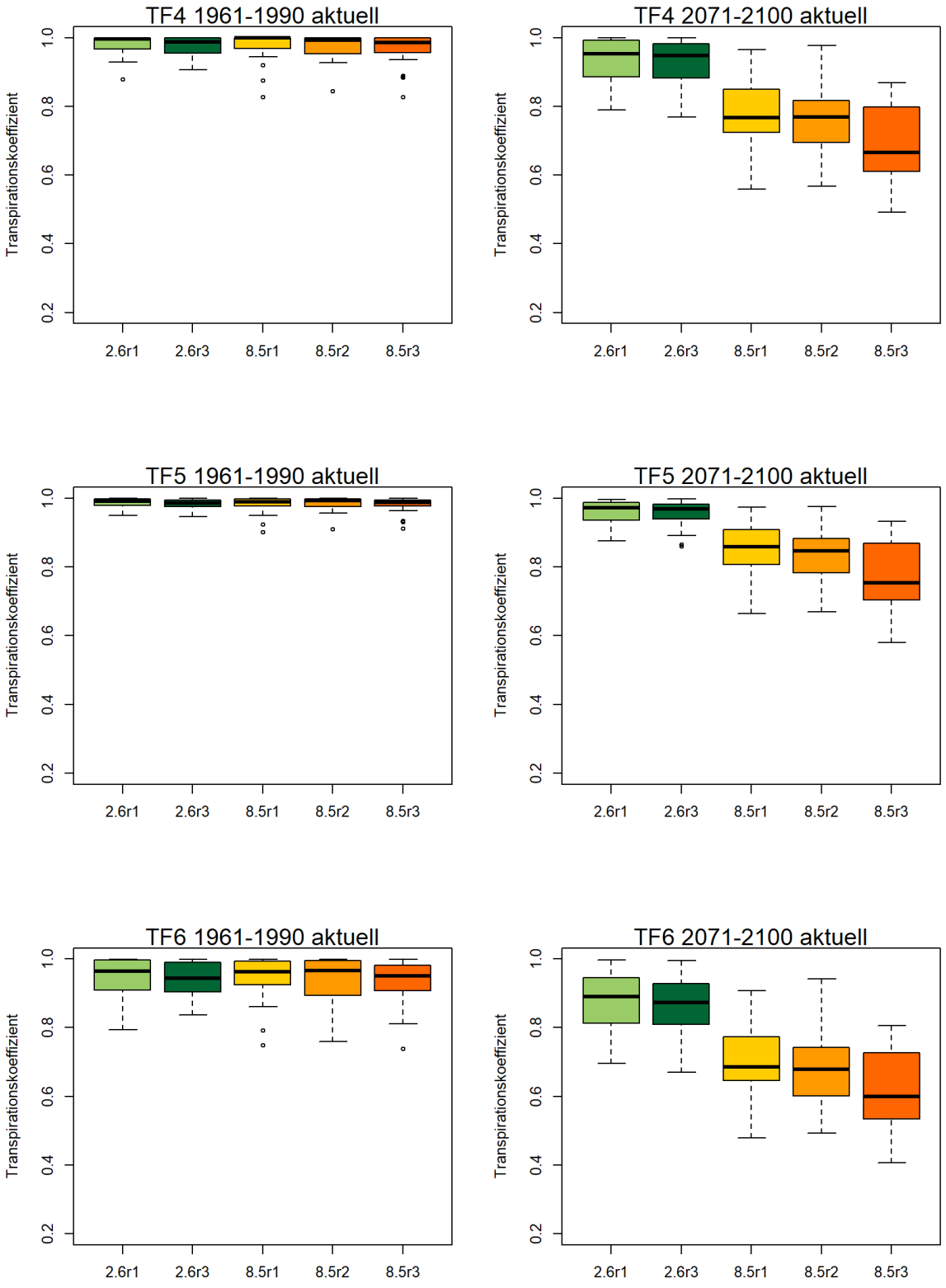



**Abbildung 57: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten für die TF 4 bis TF6.**

#### 6.2.2.4.4 Entwicklung der Interzeption

Im Modelllauf RCP2.6r1 (Abbildung 58 und Anlage 7) ist die deutlich höhere Interzeption der beiden mit Kiefern bepflanzten Flächen TF2 und TF3 gegenüber den anderen TF deutlich erkennbar (54 mm/a gegenüber 33 bzw. 31 mm/a), was sich aus der ganzjährigen Benadelung der Kiefern gegenüber den winterkahlen Laubbäumen ergibt. Alle TF zeigen im Verlauf der Zeitreihe zwischen 1960 und 2100 einen leichten Abfall der Interzeption. Der Modelllauf RCP2.6r3 ist damit weitgehend vergleichbar (Anlage 7).

Eine deutlich stärkere Reaktion zeigen die Forstbestände auf die veränderten Bedingungen im Szenario RCP8.5r1. Die beiden Kiefernbestände TF2 und TF3 weisen einen sehr deutlichen Abfall der Interzeption von 59 mm/a auf 39 mm/a auf. Auch auf den mit Laubholz bestückten Flächen ist ein Rückgang erkennbar (Roteiche 36 auf 24 mm/a, Birke 34 auf 23 mm/a). Die Interzeption der Kiefer ist zwar weiterhin höher als die der Laubbäume, aber der Abstand verringert sich. Das Szenario RCP8.5r2 unterscheidet sich hiervon nicht wesentlich (Anlage 8). Auch das Szenario RCP8.5r3 bestätigt diesen Verlauf, jedoch ist die Verringerung der Werte für alle Baumarten noch etwas stärker (Anlage 7).

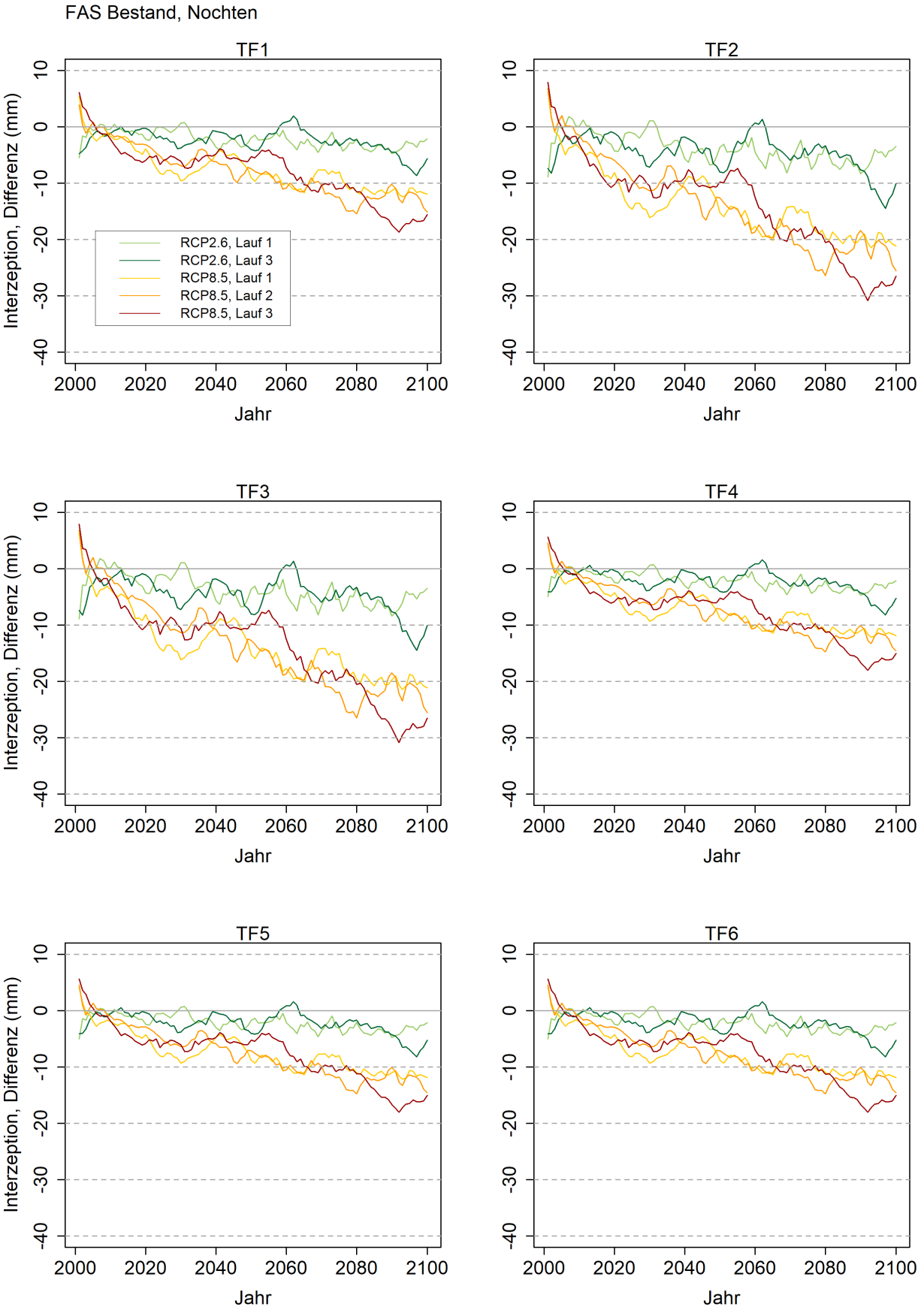



**Abbildung 58: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.4.5 Entwicklung der Bodenwassergehalte

Um die Entwicklung der Transpiration und den Einfluss der standörtlichen Bedingungen besser zu verstehen, sind in Abbildung 59 und Abbildung 60 die mittleren Bodenwassergehalte im Jahresverlauf dargestellt, jeweils für die ersten und die letzten 30 Jahre der betrachteten Zeitreihe. Die TF1 zeigt zwischen 1960 und 1990 einen „typischen" Verlauf der Bodenwassergehalte, bei dem nach der Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winterhalbjahr dieser im Sommer bis auf etwa 50 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK, abgeleitet aus der Bodenart) entleert wird. Die verschiedenen Szenarien differenzieren kaum. Anders stellt sich die Situation im 30-jährigen Mittel 2071-2100 für diese TF dar. Bereits in den beiden Szenarien RCP2.6 sinkt der sommerliche Bodenwassergehalt unter 40 % der nFK, was zu Trockenstress bei den Bäumen führt. Noch drastischer ist dies in den Szenarien RCP8.5, wo der Bodenwassergehalt im Sommer unter 20 % der nFK fällt. Unter diesen Bedingungen können dauerhaft Schäden der Bäume bis zum Absterben nicht ausgeschlossen werden. Die TF5 zeigt eine vergleichbare Entwicklung.

Auf der TF2 ist die Entwicklung ähnlich, jedoch werden Werte um 40 % nFK bereits in der ersten 30-jährigen Periode erreicht. Für den Ausblick (2071-2100) zeigen die Szenarien RCP2.6 einen etwas geringeren sommerlichen Bodenwassergehalt als auf der TF1, deutlich unter 40 % nFK. Die Szenarien RCP8.5 hingegen weisen kritische Werte unter 20 % der nFK auf. Die Standorte TF1 und TF2 verhalten sich hier ähnlich.

Die TF3 unterscheidet sich insofern, als hier der Bodenspeicher nur auf 80 % der nFK im Winterhalbjahr aufgefüllt wird. Bereits zu Beginn der Zeitreihe sinkt der Bodenwassergehalt auf deutlich unter 40 % nFK ab. In der Zeitperiode 2071–2100 fallen die Werte im Szenario RCP2.6 auf unter 30 % nFK, während in dem Szenario 8.5 die Werte vergleichbar den TF1 und 2 zwar auf unter 20 % nFK fallen, dahingehend aber ähnliche Bedingungen wie auf den TF1 und 2 herrschen.

Die TF4 zeigt ein anderes Bild. Im Winterhalbjahr werden die Bodenwassergehalte auf rund 110 % der nFK aufgefüllt und fallen dann im ersten 30-jährigen Mittel auf nur etwa 60 % nFK ab. Im zukünftigen Szenario (2071-2100) bleibt der Abfall im Szenario RCP2.6 auf bis zu 50 % nFK beschränkt, im Szenario auf etwa 30 % nFK. Damit ist zwar Trockenstress für den Wald zu erwarten, die kritische Grenze von 20 % nFK wird jedoch nicht unterschritten. Die TF6 verhält sich vergleichbar wie die TF4.

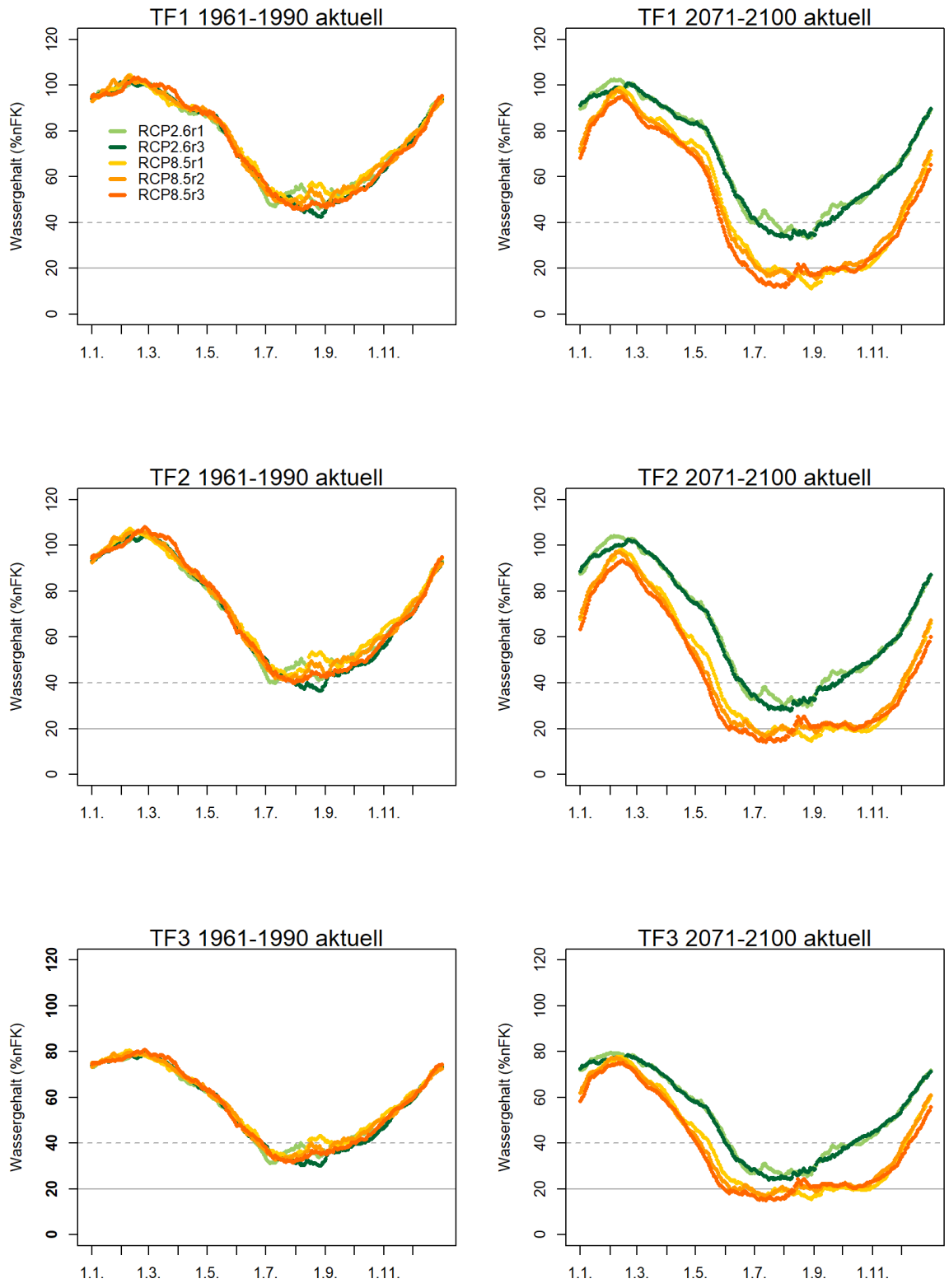



**Abbildung 59: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3.**

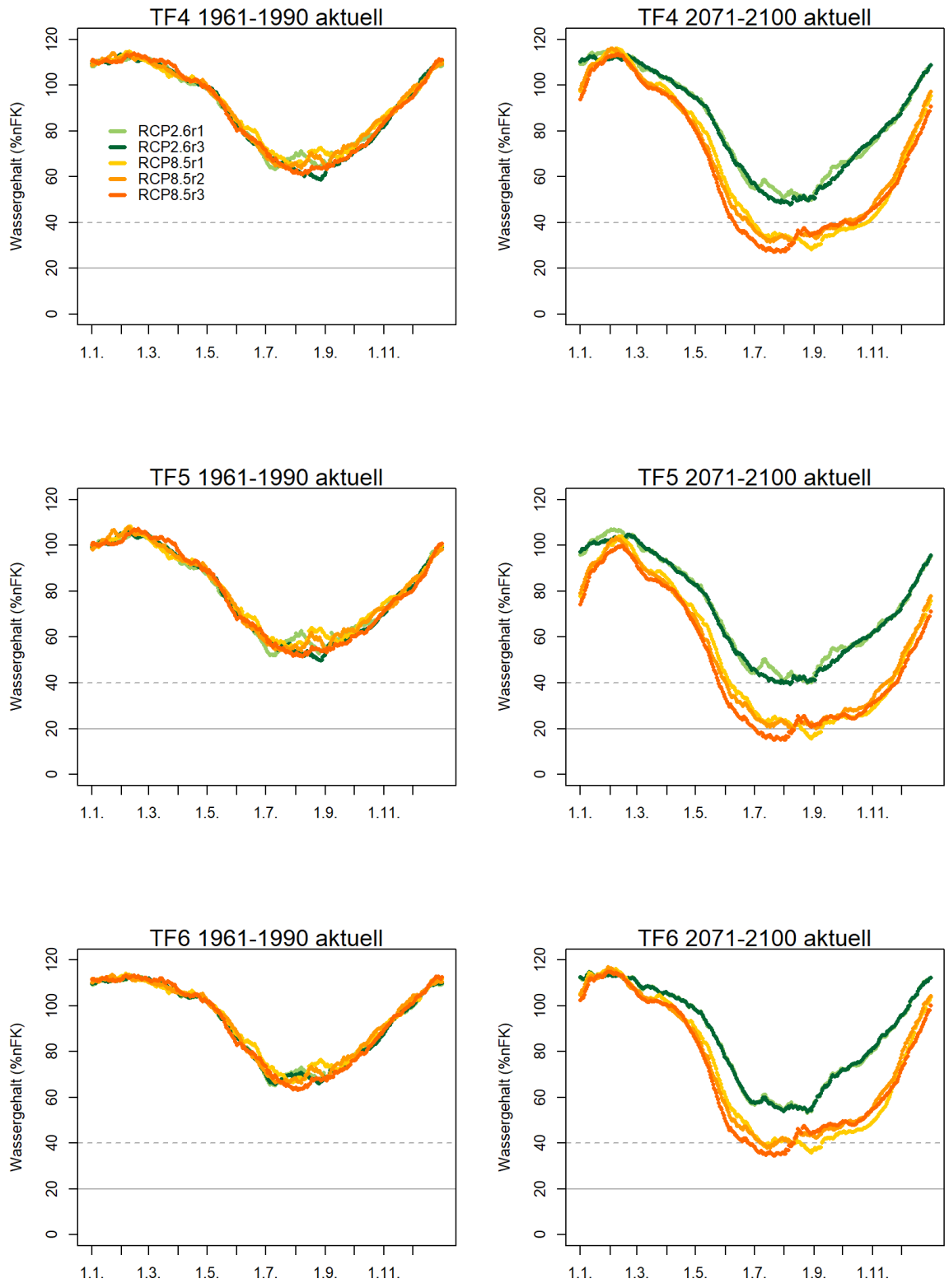



**Abbildung 60: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), aktuelles Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3.**

#### 6.2.2.4.6 Entwicklung der Sickerwasserbildung

Anlage 8 und Abbildung 61 zeigt die Sickerwasserbildung für das Szenario RCP2.6r1. Die niedrigste Sickerwasserbildung weisen im Mittel die beiden Kiefernflächen TF2 und TF3 mit 131 bzw. 137 mm/a auf. Der Roteichenbestand auf TF1 weist mit 201 mm/a eine deutlich höhere Sickerwasserbildung auf, die von den Birkenflächen nochmals überschritten wird (214 bis 247 mm/a). Alle TF zeigen über den zeitlichen Verlauf eine Abnahme der Sickerwassermenge, die im Vergleich der 30-jährigen Perioden zu Beginn und zum Ende der Zeitreihe zwischen 36 und 47 mm/a ausmacht. Wie zu erwarten, zeichnet das Szenario RCP2.6r3 ein ähnliches Bild (Anlage 8).

Auch im Szenario RCP8.5 zeigen die mit Kiefer aufgeforsteten Flächen TF2 und TF3 eine geringere Sickerwassermenge als bei den mit Laubbäumen aufgeforsteten TF (Anlage 8). In der Variante RCP8.5r3 sind die Verringerungen der Sickerwassermengen über die Zeitreihe besonders drastisch. Die Kiefernflächen nehmen um 107 bzw. 108 mm/a ab (Vergleich der 30-jährigen Start- und Endperiode), die mit Laubholz aufgeforsteten Flächen zwischen 136 und 148 mm/a. Damit unterschreiten die Laubholzbestände am Ende der Zeitreihe die Werte der Kiefernbestände zu Beginn.

Es bleibt festzuhalten, dass mit fortschreitendem Klimawandel die Menge an Sickerwasser auf der Kippenfläche zurückgeht. Ursache hierfür sind vor allem die zurückgehenden Niederschläge. Zwar steigt die Transpiration (s.o.) an, aber die Evapotranspiration sinkt in den Modelldaten spätestens ab 2070 unter die Werte für die Referenzperiode 2071-2000. Ob damit auch die transportierte Stoffmenge verringert wird oder lediglich die Konzentration im Sickerwasser ansteigt, müsste gesondert betrachtet werden.

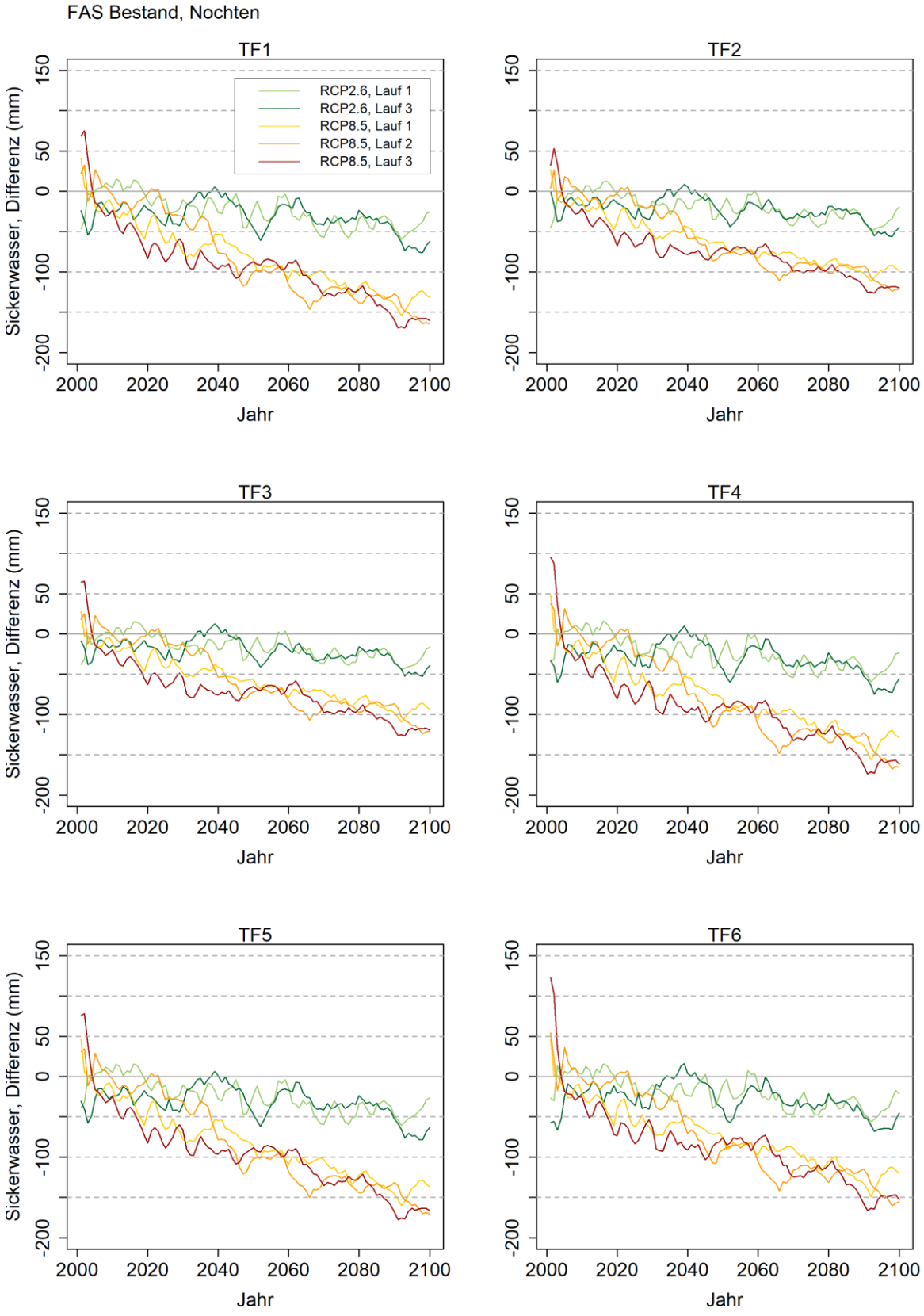



**Abbildung 61: Entwicklung der Sickerwassermengen als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das aktuelle Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.5 WASSERHAUSHALTSKOMPONENTEN, ALTERNATIVES FORSTANBAUSYSTEM FÜR NOCHTEN

Alternativ zu der Aufforstungsplanung wurden Mischbestände vorgeschlagen, in denen jeweils eine Baumart mit 70 % dominiert (Kap. 4.2.2.3).

Im folgenden Text werden die Entwicklungen der Parameter betrachtet und der Bezug zu den Modellergebnissen für das aktuelle Forstanbausystem hergestellt.

##### 6.2.2.5.1 Entwicklung der Evapotranspiration

Im Szenario RCP2.6r1 sind die Unterschiede für die TF1 im Vergleich zum Forstanbausystem Bestand nur sehr gering; der Kiefernmischwald verdunstet nur etwa 5 mm/a mehr als der Roteichenbestand (Abbildung 62 und Anlage 9). Bei den TF2 und 3 liegt die Evapotranspiration für die Kiefernmischwälder etwas unter denen der Kiefernreinbestände, während die Entwicklung ansonsten vergleichbar ist. Auf der TF4 weisen die Modellergebnisse mit dem Traubeneichenmischwald mit durchschnittlich 298 mm/a ET eine deutlich höhere Verdunstung als der Birkenbestand im aktuellen Forstanbausystem (275 mm/a) auf. Auch auf der TF5 schneidet der Kiefermischwald gegenüber dem reinen Birkenbestand mit 299 m/a versus 282 mm/a mit einer höheren ET ab. Auf der TF6 schließlich weist der Traubeneichenmischwald mit 278 mm/a eine höhere Evapotranspiration als der aktuell vorgesehene Birkenbestand mit 260 mm/a auf. Das Szenario RCP2.6r3 bestätigt diese Ergebnisse im Wesentlichen (Anlage 9), auch hier weist das Alternativszenario für die TF 1, 4, 5 und 6 höhere ET auf, für die TF 2 und 3 jedoch eine geringere.

Das Szenario RCP8.5r1 zeigt deutlich stärkere Effekte des Klimawandels (Anlage 9). Bei der TF1 sinkt die ET des Kiefernmischbestandes von 302 mm/a auf 276 mm/a ab (jeweils 30-jährige Perioden zu Beginn/ zum Ende der betrachteten Zeitreihe). Dem gegenüber weist der aktuelle Roteichenbestand mit 294 mm/a langfristig eine höhere ET auf. Auf den TF2 und TF3 unterscheidet sich der Kiefermischbestand (alternativ) von dem Kiefernreinbestand (aktuell) nur wenig, zu Beginn der Zeitreihe ist die ET etwas niedriger und zum Ende hin geringfügig höher. Auf der TF4 zeigt der Traubeneichenbestand mit im Mittel 292 mm/a eine höhere ET als der Birkenbestand mit 272 mm/a. Trotz abnehmender ET über die Zeitreihe bleibt die ET höher als in dem aktuellen Forstanbausystem. Die TF5 beginnt als Kiefernmischbestand mit einer ET von 300 mm/a in der ersten 30-jährigen Periode und fällt dann bis auf 274 mm/a in der letzten 30-jährigen Periode ab. Der Birkenbestand im aktuellen Forstanbausystem weist zwar zu Beginn mit 281 mm/a eine geringere ET auf, in der letzten 30-jährigen Periode hingegen übersteigt sie mit 279 mm/a leicht die des Kiefernmischbestandes. Auf der TF6 weist der Traubeneichenmischwald mit durchschnittlich 271 mm/a ET höhere Werte als der Birkenbestand im aktuellen Forstanbausystem mit 255 mm/a auf. Unabhängig ob Traubeneiche oder Birke verringert sich die ET im Laufe der Betrachtungsperiode, wobei die in dem Szenario RCP8.5 die Trockenjahre in der zweiten Hälfte gehäuft auftreten. Das Szenario RCP8.5r2 (Anlage 9) ist von den Werten her vergleichbar mit dem Szenario RCP8.5r1, wenngleich der Verlauf dahingehend abweicht, dass die ET-Werte nach einem Anstieg weitgehend kontinuierlich abfallen und nicht, wie bei den RCP8.5r1-Werten, teilweise eine Plateauphase zwischen etwa 2020 und 2040 aufweisen.

Das Szenario 8.5r3 ist auch für das alternative Forstanbausystem herausfordernd (Anlage 9). Auf der TF1 (Kiefernmischwald) sinken die ET-Werte nach einem Beginn mit etwa 300 mm/a auf Werte unter 245 mm/a ab. Das aktuelle Forstanbausystem mit Roteiche weist hier zum Ende der Zeitreihe höhere ET-Werte um 270 mm/a auf. Die TF2 und 3 unterscheiden sich nicht wesentlich von denen des aktuellen Forstanbausystems. Auf der TF4 beginnt der Traubeneichenmischwald erwartungsgemäß mit höheren ET-Werte gegenüber dem Birkenbestand

(294 mm/a ggü. 271 mm/a, 30-jährige Startperiode) und fällt dann auf 245 mm/a ab (etwa 11 mm/a mehr als der Birkenwald in der letzten 30-jährigen Periode). Auf der TF5 startet der Kiefernmischwald wieder mit höheren Werten als der Birkenwald (297 mm/a ggü. 277 mm/a, erste 30-jährige Periode), um dann jedoch ab unter 241 mm/a zum Ende der Zeitreihe abzufallen. Der Birkenwald in dem aktuellen Forstanbausystem weist hier noch Werte um 256 mm/a auf. Auf der TF6 übersteigt die ET des Traubeneichenmischwaldes die des Birkenwaldes über die gesamte Betrachtungszeit, obwohl die ET auch hier von 276 mm/a auf 222 mm/a absinkt.

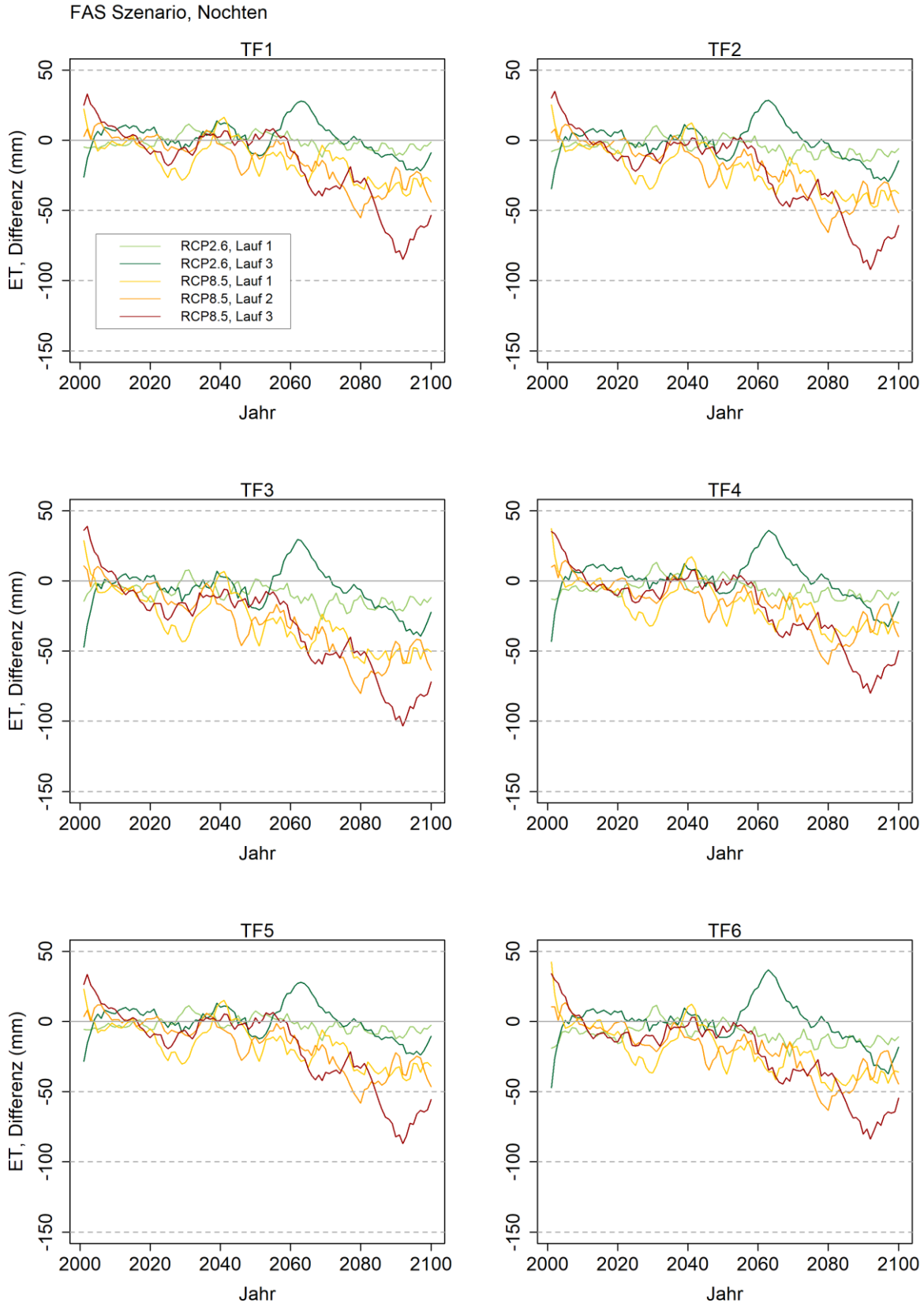



**Abbildung 62: Entwicklung der Evapotranspiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.5.2 Entwicklung der Transpiration

Im Szenario RCP2.6r1 (Abbildung 63 und Anlage 10) zeigt der Kiefernmischwald eine höhere Transpirationsleistung als der Roteichenwald (219 mm/a ggü. 205 mm/a im Mittel), auch wenn der Verlauf der Kurve vergleichbar ist: einer Zunahme der Verdunstung folgt ein Abflachen der Kurve mit einer wiederum leichten Abnahme der Transpiration. Auf den TF2 und 3 ist mit dem Kiefernmischwald gegenüber dem Kiefernwald im aktuellen Forstanbausystem nur eine geringfügige Verringerung der Transpiration zu erkennen. Der Traubeneichenbestand auf der TF4 im alternativen Forstanbausystem weist eine deutlich höhere Transpiration als der Birkenbestand auf (213 mm/a ggü. 184 mm/a im Durchschnitt). Dies ist auf der TF6 ähnlich. Auch auf der TF5, wo anstelle des Birkenwaldes ein Kiefermischwald vorgeschlagen wird, kann die Transpiration erhöht werden (215 mm/a statt 188 mm/a im Durchschnitt). Das Szenario RCP2.6r3 verhält sich wieder ähnlich (Anlage 10).

Im Szenario RCP8.5r1 (Anlage 11) weist der auf der TF1 im alternativen Forstanbausystem vorgesehene Kiefernmischwald im Mittel eine höhere Verdunstung als der Roteichenbestand auf (221 statt 215 mm/a). Anders als bei diesem ist ein deutlicherer Abfall der Transpirationsleistung ab 2040 dargestellt. In der abschließenden 30-jährigen Periode weist dann der Roteichenbestand mit 232 mm/a eine höhere Verdunstung als der Kiefernmischbestand mit 221 mm/a auf. Auf den TF2 und 3 (Kiefer bzw. Kiefernmischwald) sind keine wesentlichen Unterschiede erkennbar. Auf der TF4 zeigt der Traubeneichenwald wieder eine höhere Verdunstung als der Birkenwald auf (214 mm/a statt 190 mm/a). Auf der TF6 ist dies ebenfalls zu beobachten (196 mm/a statt 177 mm/a). Für die TF5 sind zwar zu Beginn der Zeitreihe im Kiefernmischwald höhere Transpirationswerte zu beobachten (203 mm/a ggü. 172 mm/a), jedoch nicht zum Ende der Zeitreihe, wo die Transpiration des Kiefernmischwaldes auf 215 mm/a wieder abfällt, während die des Birkenbestandes noch weiter ansteigt (218 mm/a). Das Szenario RCP8.5r2 weist ähnliche Werte auf (Anlage 10).

Das Szenario RCP8.5r3 (Anlage 10) zeigt den Einfluss des Klimawandels auf die Transpiration noch deutlicher. Auf der TF1 weist der Kiefernmischwald zum Ende der Zeitreihe mit 201 mm/a wiederum eine geringere Transpiration als der Roteichenbestand im aktuellen Forstanbausystem (213 mm/a). Der Kiefernmischwald auf den TF2 und 3 unterscheidet sich nur unwesentlich von dem Kiefernreinbestand. Auf den TF4 und 6 zeigt der Traubeneichenmischwald eine höhere Verdunstung als der Birkenwald (209 mm/a zu 187 mm/a bzw. 190 zu 174 mm/a), wenn auch der Verlauf mit einem Anstieg der Transpiration bis in die 2040er Jahre und dem nachfolgenden Rückgang vergleichbar ist. Auf der TF5 übersteigt die Transpiration des Kiefernmischwalds im alternativen Forstanbausystem zwar zu Beginn die des Birkenwaldes, jedoch ist sie zum Ende der Zeitreihe mit nur noch 158 mm/a (ggü. 206 mm/a) deutlich geringer.

**Abbildung 63: Entwicklung der Transpiration als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.5.3 Entwicklung der Transpirationskoeffizienten

Die Transpirationskoeffizienten werden zwischen dem aktuellen und dem alternativen Forstanbausystem verglichen (Abbildung 64, Abbildung 65). Auf der TF1 ist in der ersten 30-jährigen Periode ein leicht niedrigerer Transpirationskoeffzient zu erkennen. Auch für die Zukunft zeigt die 30-jährige Periode etwas niedrigere Werte. Auf den TF2 und 3 ist es anders herum. Hier weist der reine Kiefernbestand einen etwas angespannteren Wasserhaushalt als der Kiefernmischbestand auf. Auf der TF4 hingegen übersteigt die Verdunstungsfähigkeit des Traubeneichenmischwaldes den des Birkenwaldes und die sinken auf etwa 0,9 gegenüber mehr als 0,95 (erste 30-jährige Periode). In der zukünftigen Entwicklung (Periode 2071-2100) sinkt der Koeffizient für das Szenario RCP2.6 von etwa 0,95 auf 0,8, für das Szenario RCP8.5 sind die Werte zwischen 0,7 bis 0,8 hingegen ähnlich. Auf der TF5 sind die Unterschiede ähnlich wie bei der TF4 ausgeprägt, jedoch treten hier nun im Szenario RCP8.5 deutlich geringere Werte bis unter 0,6 für das alternative Forstanbausystem auf. Auf der TF6 gerät der Traubeneichenmischwald als alternatives Forstanbausystem ebenfalls stärker unter Druck als der Birkenwald. So liegen die Koeffizienten bereits in der ersten 30-jährigen Periode mit Werten um 0,8 statt 0,95 niedriger und im zukünftig (2071-2100) liegen die Koeffizienten etwa um 0,2 niedriger. Mit Werten um 0,5 im Szenario RCP8.5 gerät also der Traubeneichenmischbestand stärker unter Wasserstress als der Birkenwald.

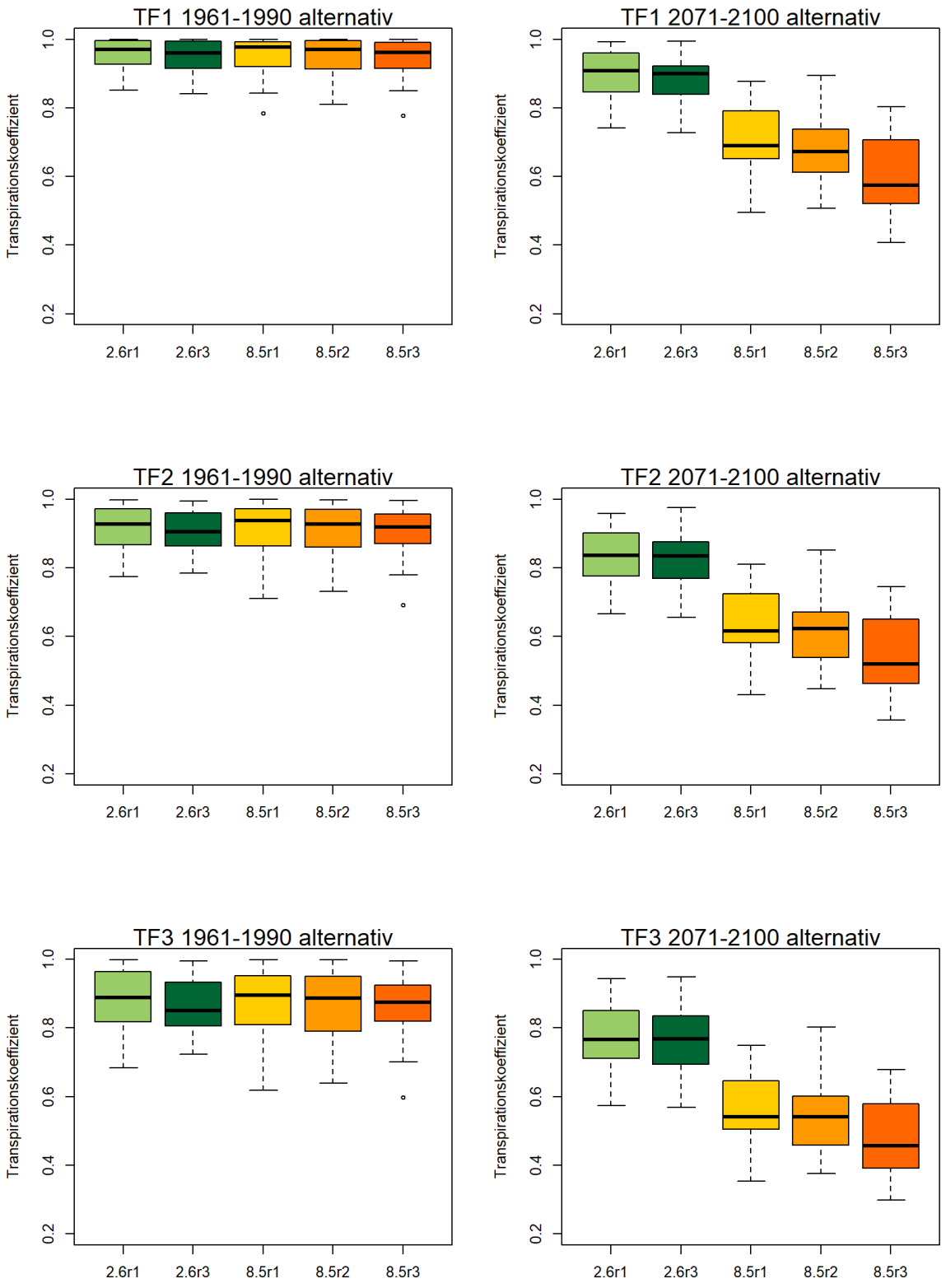



**Abbildung 64: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten für die TF 1 bis TF3.**

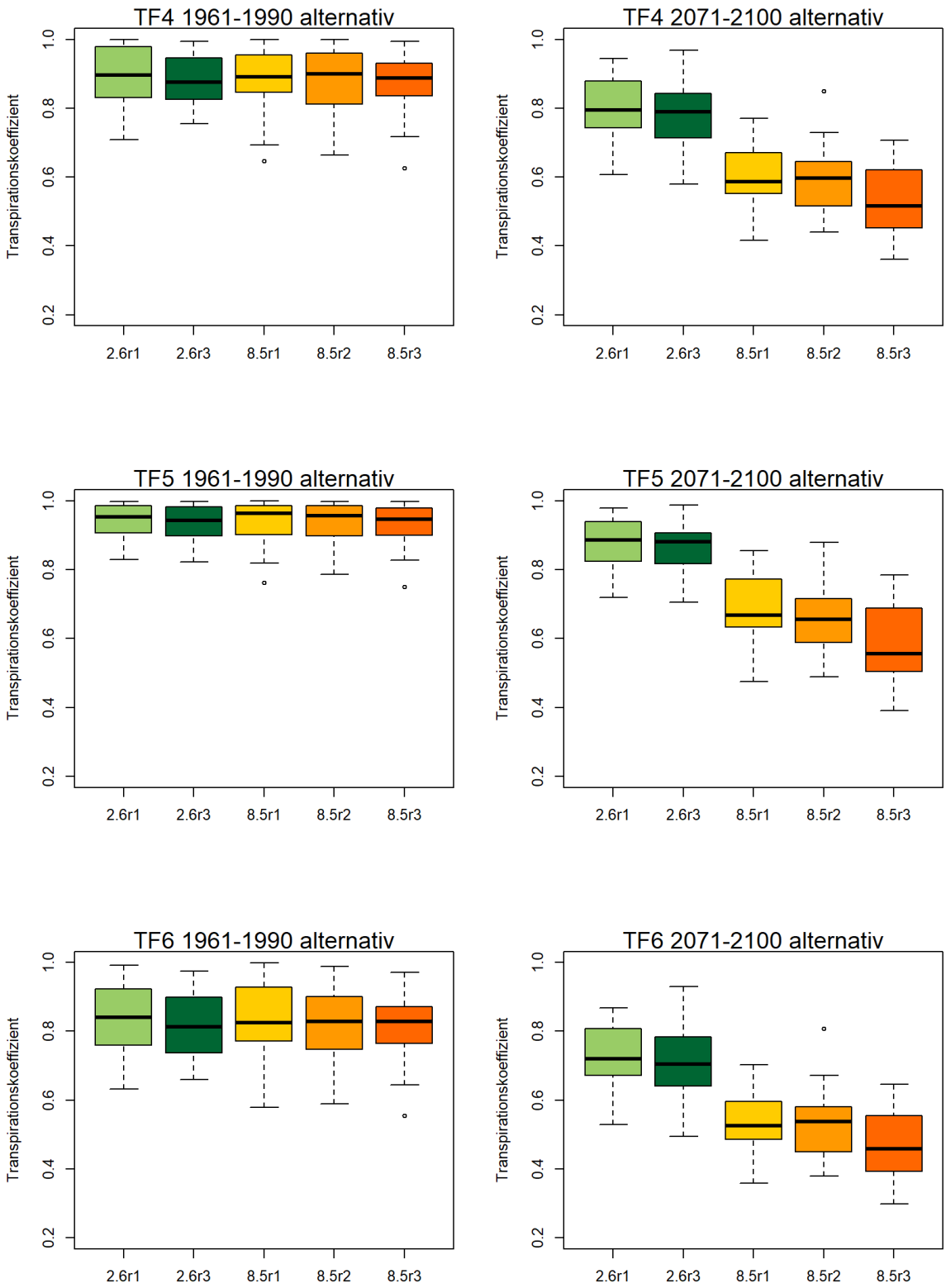



**Abbildung 65: Transpirationskoeffizient für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten für die TF 4 bis TF6.**

#### 6.2.2.5.4 Entwicklung der Interzeption

Die Interzeption im Szenario RCP2.6r1 ist für das alternative Forstanbausystem in Abbildung 66 und Anlage 11 dargestellt. Die TF1 zeigt mit dem Kiefernmischbestand durchgängig höhere Werte als mit dem Roteichenbestand im aktuellen Forstanbausystem auf, obwohl die Werte über die Zeitreihe hinweg leicht absinken. Die TF2 und 3 unterschieden sich nicht wesentlich von dem aktuellen Forstanbausystem. Auf den TF4 und 6 ist die Interzeption des Traubeneichenwaldes aufgrund der höheren Blattfläche höher als in den Birkenwäldern des aktuellen Forstanbausystems. Auf der TF5 ist mit dem Kiefermischbestand erwartungsgemäß eine höhere Interzeption als mit dem Birkenbestand zu beobachten (49 mm/a gegenüber 31 mm/a). Im Szenario RCP2.6r3 sind die erreichten Werte ähnlich, wenn auch der zeitliche Verlauf etwas abweicht (Anlage 11).

Im Szenario RCP8.5r1 (Anlage 11) übertrifft die Interzeption des Kiefermischbestandes wiederum den des Roteichenbstandes (44 mm/a ggü. 30 mm/a). Auf den TF2 und 3 weist der Kiefermischbestand um etwa 5 mm/a geringere Interzeptionswerte ggü. dem Kiefernreinbestand auf. Auf den TF4 und 6 zeigt die Modellrechnung um 13 mm/a höhere Interzeptionswerte des Traubeneichenmischwaldes gegenüber dem Birkenwald auf. Der Kiefernmischbestand auf der TF5 übertrifft bei der Interzeption die Werte des Birkenwaldes um 15 mm/a. Die Szenarien RCP8.5r2 und RCP8.5r3 sind hiermit vergleichbar (Anlage 11).

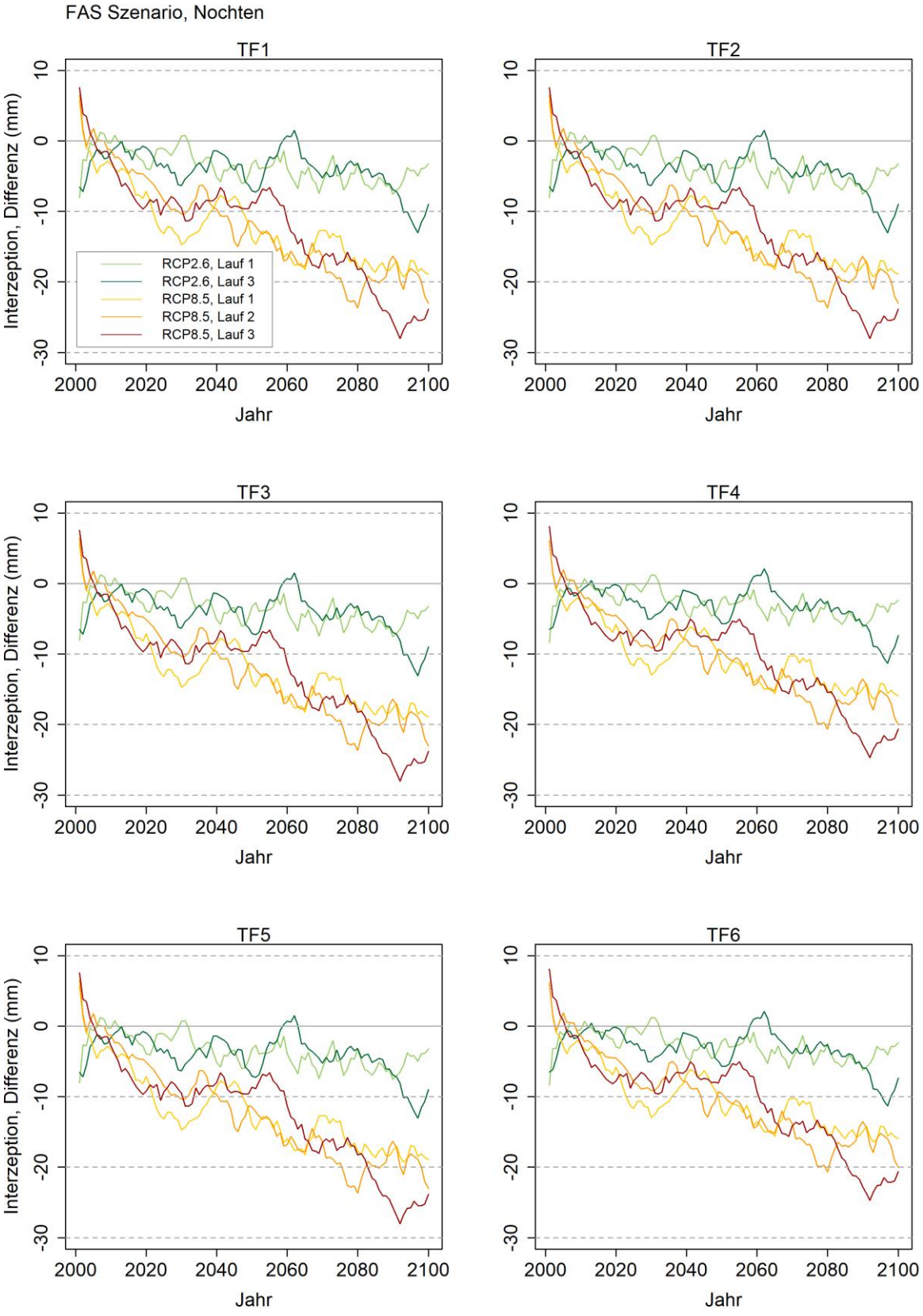



**Abbildung 66: Entwicklung der Interzeption als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.5.5 Entwicklung der Bodenwassergehalte

In Anlage 12 ist die Entwicklung der Bodenwassergehalte dargestellt. Im direkten Vergleich mit dem aktuellen Forstanbausystem (Abbildung 67 und Abbildung 68) zeigen sich nur sehr geringe Unterschiede für die TF1, 3, 4 und 6. Auf der TF5 ist für die erste 30-jährige Periode eine etwas stärkere Ausschöpfung des Bodenwasserspeichers bis auf 40 % nFK zu beobachten. In der letzten 30-jährigen Periode sinken hier die Bodenwassergehalte im Szenario RCP2.6 auf bis zu 30 % der nFK, die im aktuellen Forstanbausystem oberhalb von 40 % verbleiben. Die Unterschiede im Szenario RCP8.5 hingegen sind nur gering und zeigen sich vor allem darin, dass sich der Zeitraum sehr geringer Bodenwassergehalte verlängert und dass, anders unter dem aktuellen Forstanbausystem, der Bodenwasserspeicher im Winter nicht mehr vollständig aufgefüllt wird, sondern nur noch bis etwa 90 %.

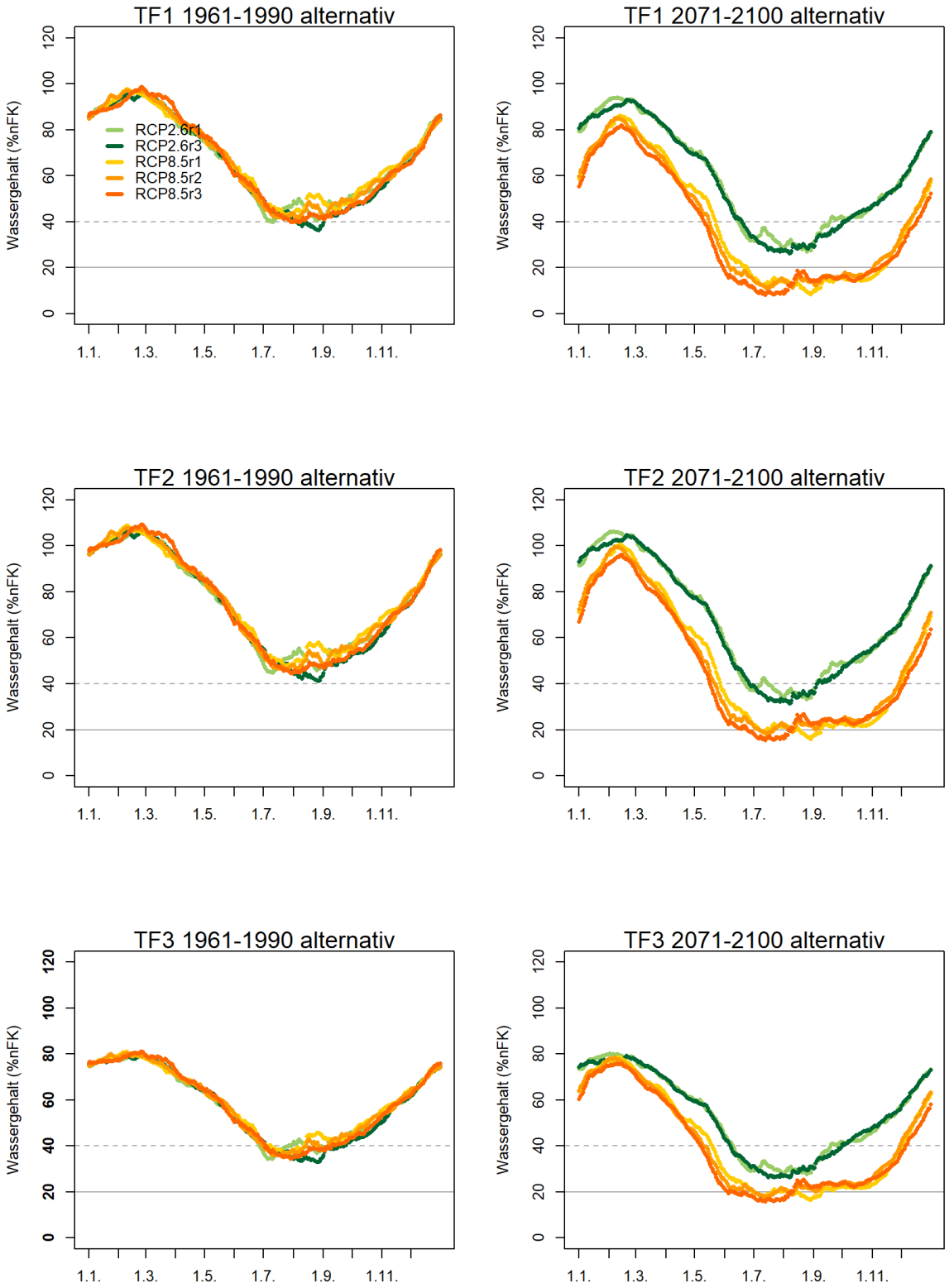



**Abbildung 67: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), alternatives Forstanbausystem Nochten, TF1 bis TF3.**

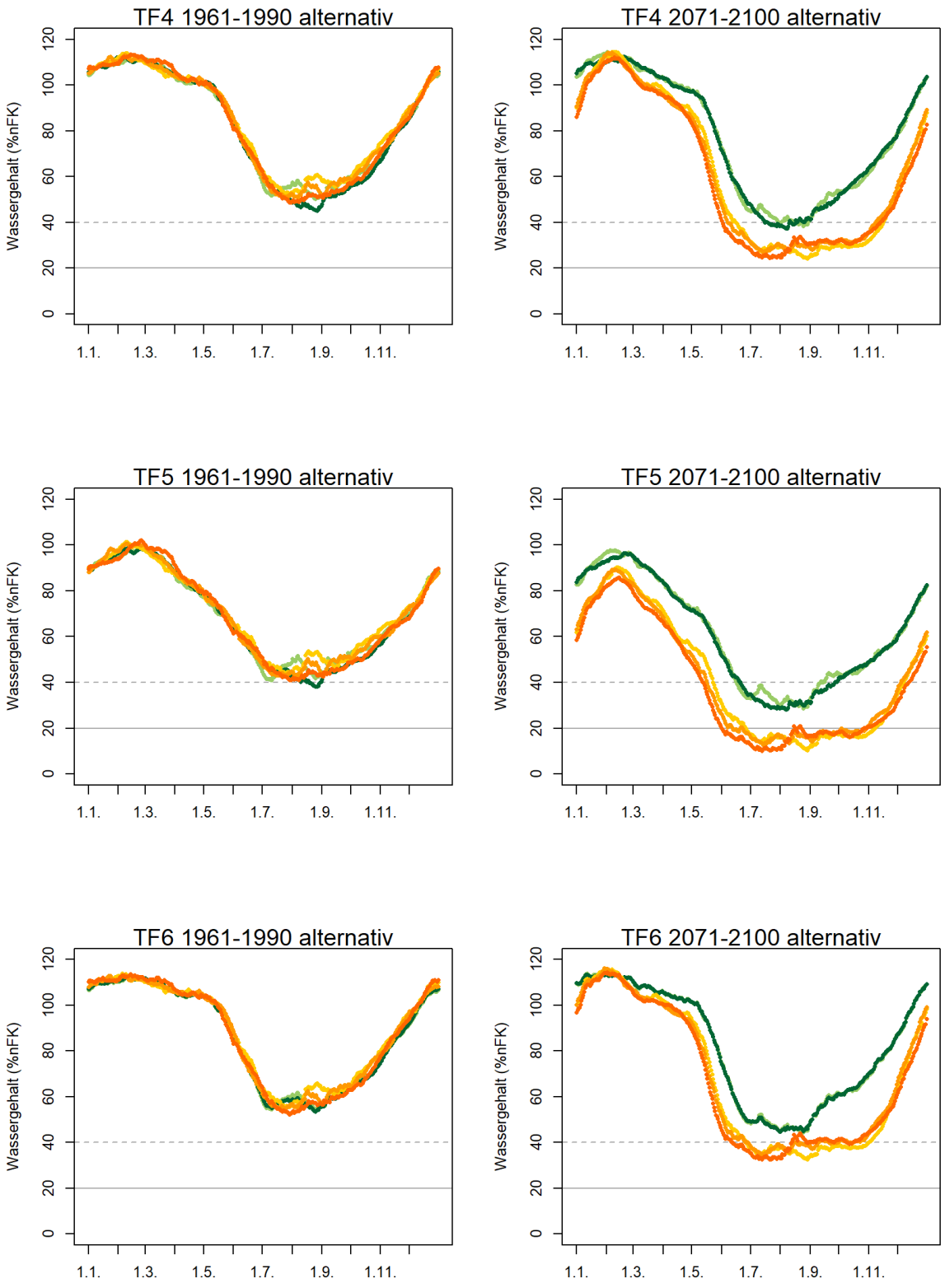



**Abbildung 68: Bodenwassergehalte für die ersten 30 und die letzten 30 Jahre der simulierten Zeitreihe für die zwei RCP-Szenarien und die gewählten Modellläufe (mittlere Tageswerte), alternatives Forstanbausystem Nochten, TF4 bis TF6.**

#### 6.2.2.5.6 Entwicklung der Sickerwasserbildung

Die Sickerwasserbildung ist das Ergebnis der zuvor betrachteten Parameter, da nur der nicht verdunstete und im Bodenwasser festgehaltene Anteil des Niederschlagswassers abströmen kann.

Abbildung 69 und Anlage 12 zeigt das Szenario RCP2.6r1. Auf der TF1 werden mit 140 mm/a unter dem Kiefermischbestand weniger Sickerwasser als unter dem Roteichenbestand (201 mm/a) gebildet. Erstaunlicherweise zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Kiefernmischbeständen (alternatives Forstanbausystem) und den Kiefernreinbeständen auf den TF2 und 3, sodass die Kiefernmischbestände mit 148 bzw. 150 mm/a (gegenüber 131 bzw. 137 mm/a) mehr Sickerwasser bilden. Auf den TF4 und 6 reduzieren die Traubeneichenmischbestände das Sickerwasser mit 189 bzw. 219 mm/a deutlicher, als die Birkenwälder im aktuellen Forstanbausystem (222 bzw. 247 mm/a). Auf der TF5 werden unter dem Kiefermischbestand lediglich 142 mm/a gebildet, während der Birkenbestand hier 214 mm/a aufweist. Das Szenario RCP2.6r3 ist hiermit vergleichbar, weist jedoch durchgängig leicht verringerte Sickerwasserraten auf (Anlage 12).

Im Szenario RCP8.5r1 (Anlage 12) ist auf der TF1 im Mittel nur mit 110 mm/a Sickerwasser zu rechnen. Auch zum Ende der Zeitreihe hin weist der Kiefermischbestand mit 49 mm/a geringere Werte als der Roteichenbestand im aktuellen Forstanbausystem mit 89 mm/a auf. Auf den TF2 und 3 weisen die Kiefermischbestände mit 119 bzw. 123 mm/a höhere Sickerwasserraten als bei Kiefernreinbeständen auf (105 bzw. 111 mm/a). Die Traubeneichenmischbestände auf den TF4 und 6 verringern die Sickerwassermenge stärker als die Birkenbestände (159 bzw. 189 mm/a ggü. 188 bzw. 215 mm/a). Erwartungsgemäß ist die Sickerwassermenge auf der TF5 mit dem Kiefermischbestand mit 113 mm/a geringer als bei einem Birkenbestand mit 178 mm/a. Die Sickerwasserraten im Szenario RCP8.5r2 sind damit vergleichbar (Anlage 12). Das Szenario RCP8.5r3 weist einen ähnlichen Verlauf auf, doch sind hier die Sickerwassermengen um bis zu 10 mm/a geringer als im Szenario RCP8.5r1 (Anlage 12).

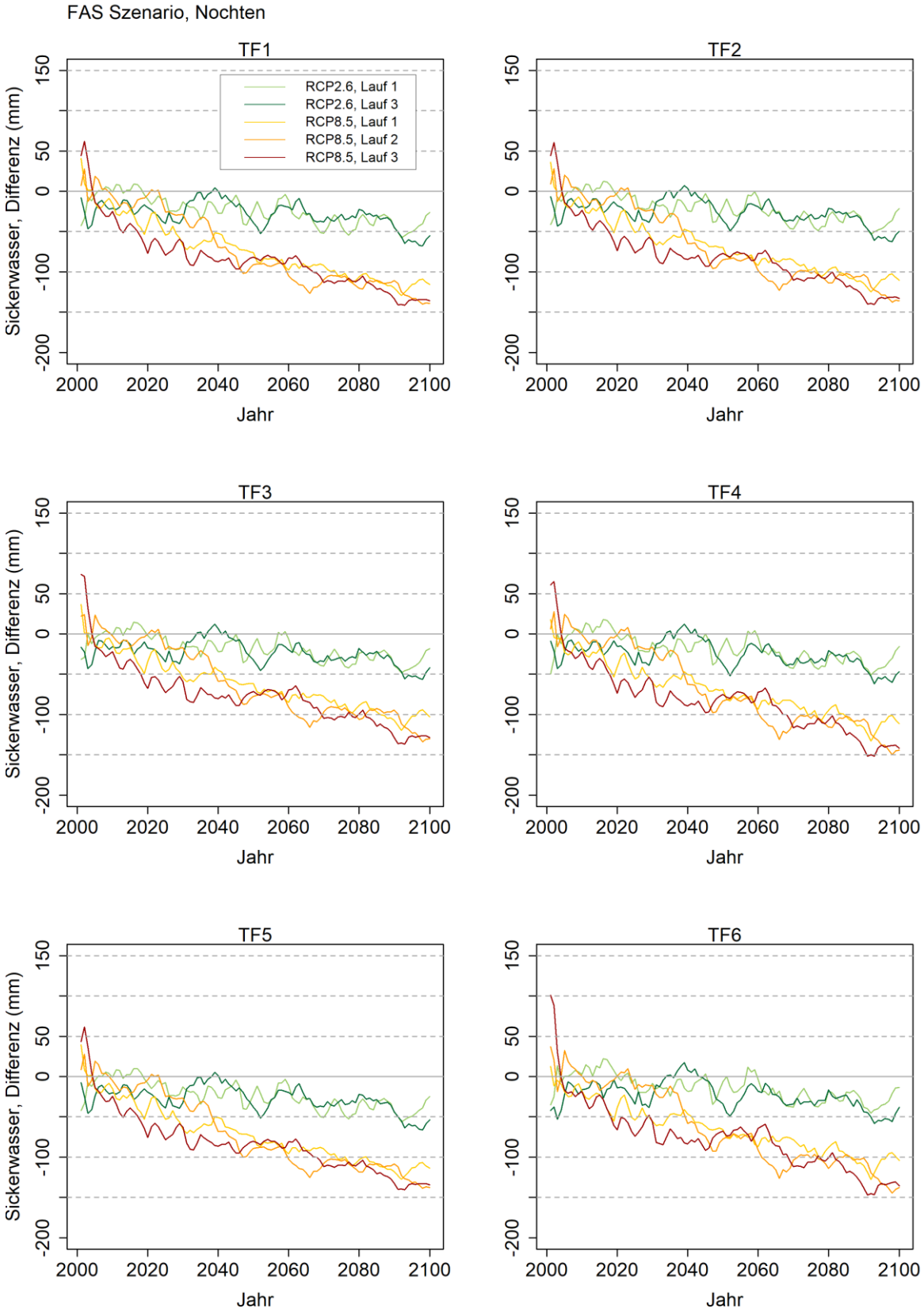



**Abbildung 69: Entwicklung der Sickerwasserbildung als Differenz zur Referenzperiode (1971-2000) für das alternative Forstanbausystem für den Standort Kippe Nochten.**

#### 6.2.2.6 ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DER AUSWIRKUNGEN AUF DEN WASSERHAUSHALT

Die Modellergebnisse für die Teilflächen der Kippe Nochten sind in der Tabelle 27 zusammengefasst. Die betrachteten Teilflächen (TF) wurden hier flächengewichtet gemittelt, so dass damit eine Aussage für den gesamten Standort (14,48 ha) möglich wird.

Die Tabelle 27 zeigt sowohl den Einfluss der verschiedenen Klimaszenarien als auch den der drei Forstanbausysteme auf die wasserhaushaltlichen Parameter. Als Ergebnis sind jeweils die Werte der Referenzperiode (1971-2000) und die zum Ende des betrachteten Zeitraums (2071-2100) dargestellt.

**Tabelle 27: Modellergebnisse: Flächengewichtete Mittelwerte der Referenzperiode 1971-2000 sowie der Periode 2071-2100, Kippe Nochten.**

| Wasserhaus-halts-größe (mm/a) | Klimaszena-rio/ Modelllauf | FAS Referenz 1971-2000 | FAS Referenz 2071-2100 | FAS Bestand 1971-2000 | FAS Bestand 2071-2100 | FAS Szenario 1971-2000 | FAS Szenario 2071-2100 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Evapotranspi-ration** | RCP2.6, Lauf 1 | 195 | 187 | 288 | 284 | 299 | 293 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 191 | 184 | 283 | 279 | 295 | 286 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 200 | 180 | 292 | 272 | 303 | 268 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 200 | 175 | 291 | 266 | 304 | 261 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 192 | 163 | 286 | 247 | 296 | 239 |
| **Interzeption** | RCP2.6, Lauf 1 | 2,4 | 2,1 | 38 | 35 | 50 | 45 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 2,3 | 2,1 | 38 | 34 | 50 | 44 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 2,5 | 1,7 | 40 | 26 | 52 | 35 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 2,5 | 1,5 | 41 | 26 | 54 | 33 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 2,4 | 1,4 | 39 | 22 | 51 | 29 |
| **Potenzielle Transpiration** | RCP2.6, Lauf 1 | 28 | 31 | 201 | 224 | 228 | 254 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 28 | 31 | 196 | 223 | 222 | 253 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 28 | 39 | 200 | 289 | 227 | 331 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 27 | 40 | 195 | 289 | 221 | 330 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 28 | 41 | 198 | 302 | 225 | 346 |
| **Transpiration** | RCP2.6, Lauf 1 | 28 | 30 | 190 | 201 | 208 | 214 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 28 | 31 | 186 | 198 | 204 | 210 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 28 | 39 | 189 | 212 | 206 | 211 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 27 | 40 | 186 | 209 | 205 | 207 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 28 | 41 | 186 | 197 | 204 | 192 |
| **Sickerwasser menge** | RCP2.6, Lauf 1 | 343 | 313 | 211 | 177 | 169 | 137 |
| | RCP2.6, Lauf 3 | 343 | 304 | 211 | 168 | 168 | 130 |
| | RCP8.5, Lauf 1 | 352 | 223 | 220 | 97 | 178 | 68 |
| | RCP8.5, Lauf 2 | 359 | 216 | 227 | 91 | 184 | 63 |
| | RCP8.5, Lauf 3 | 355 | 198 | 223 | 82 | 182 | 56 |

Der Waldstaudenroggen (FAS Referenz) zeigt nur einen sehr geringen Einfluss der Vegetation, der größte Teil der Verdunstung erfolgt durch die Evaporation. Dem entsprechend ändern sich die Werte für die Transpiration und Interzeption mit dem modellierten Klimawandel nur wenig, die der Evapotranspiration hingegen schon. Wie zu erwarten, liegen die Sickerwassermengen unter Waldstaudenroggen deutlich (130-176 mm/a, Referenzperioden 1971-2000 und 2071-

2100) über denen, die unter Forst berechnet wurden (FAS Bestand, FAS Szenario). Mit einem geeigneten Forstanbausystem kann die Sickerwassermenge um bis zu 50 % reduziert werden (Tabelle 27).

Der Vergleich der Forstanbausysteme Bestand und Szenario zeigt für die Referenzperiode durchgängig höhere Werte in dem gerechneten Szenario für die Parameter Evapotranspiration, Transpiration und Interzeption und um mehr als 40 mm/a niedrigere Sickerwassermengen. Am Ende der betrachteten Zeitreihe (2071-2100) ist teilweise die Transpiration im Szenario geringer als für den Bestand, was jedoch durch die höhere Interzeption ausgeglichen wird. So liegen die Sickerwassermengen je nach Klimaszenario im Szenario um 26 bis 40 mm niedriger als im Bestand.

Gravierend fallen die Änderungen mit dem prognostizierten Klimawandel aus. Für die Szenarien RCP8.5 liegt die berechnete Evapotranspiration für die Periode 2071-2100 bis zu 57 mm/a unter der der Referenzperiode (Interzeption: bis zu 22 mm/a Diffferenz). Die Transpiration steigt überwiegend an, vor allem im FAS Bestand (bis zu 23 mm/a). Für die Sickerwassermenge ergeben sich erwartete Rückgänge um Werte zwischen 30 bis zu 157 mm/a, je nach verwendetem Klimaszenario. Das bedeutet, dass die Sickerwassermengen ähnlich stark von der weiteren Entwicklung des Klimas bestimmt werden wie von der Aufforstung des Bestandes. So werden im RCP8.5 die Sickerwassermengen auf der Referenzfläche um Werte zwischen 129-157 mm/a rechnerisch zwischen der Referenzperiode und der Periode 2071-2100 verringert, im Vergleich zum FAS Szenario für die Jahre 2071-2100 sind dies 284-299 mm/a.

#### 6.2.2.7 ZUSAMMENFASSUNG FÜR DEN STANDORT KIPPE NOCHTEN

Generell hat die Auswertung der Modellläufe die großen Unterschiede zwischen den Szenarien RCP2.6 und RCP8.5 deutlich gemacht. Während es im Szenario RCP2.6 in der Periode 2071–2100 zu einem erkennbaren Absinken der Transpirationskoeffizienten für alle Teilflächen kommt, ist dieses im Szenario RCP8.5 schlicht als dramatisch zu beschreiben, sodass der pflanzenphysiologische Trockenstress für die Gehölze erheblich zunimmt. Auch wenn nicht sicher vorhergesagt werden kann, welches der beiden Szenarien eintreten wird, so erscheint es unter der Prämisse der Vorsorge erforderlich, die schwerwiegenden Hinweise aus dem Szenario RCP8.5 ernst zu nehmen und bei der Empfehlung von Forstanbausystemen zu berücksichtigen.

Dies betrifft besonders die Rolle der Kiefer, die zwar trockenheitstolerant, aber empfindlich gegenüber Hitzeperioden über 35 °C ist. Die Anzahl der Tage, an denen diese Bedingungen eintreten, steigt jedoch an und wird im Szenario RCP8.5 zukünftig regelmäßig zu erwarten sein. Bereits heute steht die Kiefer in der Lausitz durch Hitze, Trockenheit und nachfolgende Kalamitäten erheblich unter Druck.

Wird allein die Entwicklung der Sickerwassermengen betrachtet, so sind diese rechnerisch umso geringer, desto stärker der Klimawandel ausfällt. Unter diesen Bedingungen erscheint es jedoch wichtiger, überhaupt einen Wald zu erhalten, der neben der Minderung der Sickerwassermengen auch andere Waldfunktionen, wie Holzproduktion, Beitrag zum Kleinklima, zur Biodiversität, zum Bodenschutz etc. wahrnimmt.

Daraus leiten wir folgende Eckpunkte für die Entwicklung von Forstanbausystemen auf diesem Standort ab:

- Grundsätzlich sollten Mischbestände gepflanzt werden, um den möglichen Ausfall einzelner Arten durch vermehrten Zuwachs der verbleibenden Arten wenigstens soweit ausgleichen zu können, dass die Waldfunktion nicht gefährdet wird.
- Auf den etwas bindigeren und reicheren Standorten sollte die Eiche als Hauptbaumart gepflanzt werden, mit einem Anteil von ca. 60 %. Hier ist auch über die Wahl der Eichenart erneut nachzudenken. Bislang wird die Traubeneiche als gebietsheimische Art auch aus ökologischen Gründen empfohlen. Es gibt jedoch Hinweise, dass die Roteiche robuster gegenüber dem zu erwartenden trockenwarmen Klima ist. Eine Möglichkeit wäre es, den Eichenanteil hälftig mit Roteichen zu pflanzen und so das Risiko weiter zu streuen. Generell sollte auf trockenheitstolerante Eichenherkünfte zurückgegriffen werden.

Als Nebenbaumart sollte sowohl die Birke (bis zu 25 %) als auch die Kiefer (bis zu 15 %) gepflanzt werden. Die Birke weist zwar eine geringere Reduzierung der Sickerwassermenge auf, kann aber als Pionierart schnell Ausfälle der anderen Arten schließen. Die Kiefer wird als Mischbaumart weiterhin mit gepflanzt, in der Erwartung, dass sie sich in der Mischung besser als im Reinbestand halten kann.

- Für die speichertrockenen Standorte schlagen wir als Hauptbaumart die Birke (60 %) vor, die so langfristig die Waldfunktion sichern kann. Sie sollte wiederum von der Kiefer (20 %) und der Trauben- bzw. Roteiche (20 %) begleitet werden.
- Grundsätzlich sollten spontan aufkommende Arten nicht herausgepflegt werden, sondern belassen werden. Dies gilt auch für die umstrittene Robinie. Es ist anzunehmen, dass vor allem die Arten sich selbst einmischen werden, die mit den schwierigen Standort- und sich ändernden Klimabedingungen zurechtkommen.
- Bei einer späteren Bewirtschaftung der Bestände sollten, um die Waldstabilität zu sichern, nur einzelne Individuen genutzt werden, Kahlschläge aber unbedingt vermieden werden. Dies ist auch im Sinne der Vermeidung von Phasen mit erhöhtem Sickerwasseranfall alternativlos.

### 6.2.3 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE MÖGLICHE MINDERUNG DER STOFFEINTRÄGE DURCH FORSTANBAUSYSTEME

#### 6.2.3.1 ABSCHÄTZUNG DER MINDERUNG DER SICKERWASSERFRACHTEN

Die Modellierungen des Wasserhaushaltes der beiden Standorte wurden mit dem Ziel durchgeführt, den möglichen Einfluss der Forstanbausysteme auf die Sickerwasserbildung herauszuarbeiten, um so den Beitrag zu einer Verringerung der Stoffeinträge in die Grund- und Oberflächengewässer abschätzen zu können. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass bei einer verminderten Perkolation des Wassers durch den Halden- bzw. den Kippenkörper auch weniger lösliche Stoffe einschließlich der Schadstoffe ausgewaschen werden.

Die Verminderung der Sickerwassermengen ist für den Standort der Vertrauen-Schacht-Halde in Kap. 6.2.1.5 und für den Standort Nochten im Kap. 6.2.2.6 ausgeführt. Mit den dort angegebenen flächengewichteten Mitteln können über die Flächen der Halden auch die absoluten Wassermengen berechnet werden. Das Sickerwasser strömt dem Grundwasser (oder dem Oberflächenwasser) zu und transportiert so eine bestimmte Stofffracht aus der Halde ab.

Für die *Vertrauen-Schacht-Halde* liegen nur wenige Wasseranalysen vor. Exemplarisch wird im Folgenden auf eine Sickerwasseranalyse zurückgegriffen (GWM 2/06, 668, OEL484 vom

08.11.2006). Hieraus wurden einige für die Wasserqualität relevanten Schadstoffe herausgegriffen, um damit die hypothetischen Frachten der Halde zu ermitteln. Hierfür wurde mangels eines ausreichenden Datensatzes angenommen, dass diese Probe repräsentativ für die gesamte Halde sei, was vermutlich nicht zutrifft.

Weiter hat die Auswertung der Sickerwassermengen gezeigt, dass sich die beiden Forstanbausysteme hinsichtlich der Sickerwassermenge nur marginal unterscheiden, es aber erhebliche Unterschiede zwischen den verschiedenen, modellierten Klimaprognosen gibt. Setzt man die entsprechenden Sickerwassermengen in Relation zu den Konzentrationen im dem Grundwasser zuströmenden Sickerwasser, so ergäben sich die in Tabelle 28 dargestellten Frachten.

**Tabelle 28: Hypothetische Berechnung der mit dem Sickerwasser der Vertrauen-Schacht-Halde zu erwartenden Stofffrachten, berechnet für drei unterschiedliche Klimaregime als jährliche Mittelwerte auf der Grundlage der modellierten Sickerwasserraten. Weiteres siehe Text.**

| | | $SO_4$ | As | Cd | Ni | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **mg/l** | **640** | **17** | **180** | **510** | **30** |
| **Fracht 1971-2000** | g/m²/a | 209 | 5,54 | 58,7 | 166 | 9,78 |
| **(326 mm/a)** | t/Halde/a | 13,6 | 0,360 | 3,81 | 10,8 | 0,636 |
| **Fracht 2071-2100, RCP2.6r1** | g/m²/a | 179 | 4,76 | 50,4 | 143 | 8,40 |
| **(280 mm/a)** | t/Halde/a | 11,6 | 0,309 | 3,28 | 9,28 | 0,546 |
| **Fracht 2071-2100, RCP8.5r3** | g/m²/a | 83,2 | 2,21 | 23,4 | 66,3 | 3,90 |
| **(130 mm/a)** | t/Halde/a | 5,41 | 0,144 | 1,52 | 4,31 | 0,254 |

Bei der aktuell gebildeten Sickerwassermenge (Referenzperiode 1971-2000) werden je Jahr rund 13,6 t Sulfat, 360 kg Arsen, 3,81 t Cadmium, 10,8 t Nickel und 636 kg Blei ausgetragen. Rein rechnerisch wird sich diese Fracht mit den zurückgehenden Sickerwassermengen reduzieren, je nach gewähltem Klimaszenario um mehr als die Hälfte.

Es ist jedoch zu betonen, dass dies nur eine hypothetische Überschlagsrechnung ist, da die tatsächliche Stoffauslösung nicht proportional zu der Wassermenge ist, sondern von der gesamten Wasserchemie (pH-Wert, Löslichkeit der Stoffe etc.), die wiederum auch durch die Menge des hindurch perkolierenden Wassers mitbestimmt wird. Denkbar ist auch, dass mit der Verringerung der Sickerwassermengen die Stoffkonzentrationen im Abstrom höher sind (geringere Verdünnung). Hierfür müsste mindestens eine geochemische Modellierung durchgeführt werden, die jedoch nicht Gegenstand des Vorhabens war.

Für die untersuchte Fläche auf der *Kippe Nochten* liegen keinerlei Messungen der Sicker- oder Grundwasserqualität vor. Die auf der Kippe Nochten insgesamt gewonnenen Grundwasseranalysen zeigen zwar durchgängig erhöhte Werte für Sulfat und Eisen, sind aber durchaus heterogen. Da uns keine repräsentativen Werte für das Kippengrundwasser in Nochten vorlagen, sind aus diesen Grundwasseranalysen für Sulfat und Eisen plausible Werte angenommen worden.

Hierfür wurden, ebenfalls hypothetisch und mit den oben genannten Einschränkungen, die Frachten für Sulfat und Eisen berechnet (Tabelle 29). Für das FAS Referenz (Waldstauden-

roggen) entspricht dies einem Austrag von 76 t Sulfat und 87,5 t Eisen für die Referenzperiode. Mit den Ergebnissen der modellierten Klimaprojektionen reduziert sich die Fracht auf bis zu 43 t/a Sulfat bzw. 7,2 t/a Eisen (RCP8.5r3, 2071-2100).

Eine Reduzierung in dieser Größenordnung ergibt sich durch die Aufforstung mit Gehölzen bereits in der Referenzperiode, wobei das FAS Szenario zu etwas geringeren Stofffrachten als das FAS Bestand führt. Mit dem in den modellierten Klimaprojektionen erwarteten Rückgang der Sickerwassermengen reduzierten sich die Stofffrachten auf bis 12,2 t/a Sulfat und 2 t/a Eisen.

**Tabelle 29: Hypothetische Berechnung der mit dem Sickerwasser des Standortes Nochten zu erwartenden Stofffrachten, berechnet für die drei Forstanbausysteme und die drei unterschiedlichen Klimaszenarien mit den daraus resultierenden Sickerwasserraten (UG = Untersuchungsgebiet).**

| | Parameter | | $SO_4$ | Fe |
|---|---|---|---|---|
| | | mg/L | 1500 | 250 |
| **FAS Referenz** | Fracht 1971-2000 | g/m²/a | 525 | 87,5 |
| | (350 mm/a) | t/UG/a | 76,0 | 12,7 |
| | Fracht 2071-2100, RCP2.6r1 | g/m²/a | 470 | 78,3 |
| | (313 mm/a) | t/UG/a | 68,0 | 11,3 |
| | Fracht 2071-2100, RCP8.5r3 | g/m²/a | 297 | 49,5 |
| | (198 mm/a) | t/UG/a | 43,0 | 7,17 |
| **FAS Bestand** | Fracht 1971-2000 | g/m²/a | 327 | 54,5 |
| | (218 mm/a) | t/UG/a | 47,3 | 7,89 |
| | Fracht 2071-2100, RCP2.6r1 | g/m²/a | 266 | 44,3 |
| | (177 mm/a) | t/UG/a | 38,4 | 6,41 |
| | Fracht 2071-2100, RCP8.5r3 | g/m²/a | 123 | 20,5 |
| | (82 mm/a) | t/UG/a | 17,8 | 2,97 |
| **FAS Szenario** | Fracht 1971-2000 | g/m²/a | 264 | 44,0 |
| | (176 mm/a) | t/UG/a | 38,2 | 6,37 |
| | Fracht 2071-2100, RCP2.6r1 | g/m²/a | 206 | 34,3 |
| | (137 mm/a) | t/UG/a | 29,8 | 4,96 |
| | Fracht 2071-2100, RCP8.5r3 | g/m²/a | 84,0 | 14,0 |
| | (56 mm/a) | t/UG/a | 12,2 | 2,03 |

#### 6.2.3.2 EFFIZIENZ GEGENÜBER ANDEREN MÖGLICHKEITEN DER REINIGUNG DES BERGBAULICH BEEINFLUSSTEN WASSERS

Maßnahmen zum Rückhalt von Stoffen auf den Halden bzw. Kippen sind in Relation zu anderen Reinigungsverfahren zu sehen. Eine aktuelle Übersicht über entsprechende Verfahren ist in (Christian Hildmann u. a. 2019) dargestellt.

Die durchgeführten Berechnungen zeigen, dass durch die Aufforstung eine Reduzierung der anfallenden Sickerwässer um fast die Hälfte möglich ist. Das ist einerseits eine erhebliche Reduktion, andererseits verbleibt noch immer eine erhebliche Fracht, die zur Gefährdung der Gewässer beiträgt.

Die Reduzierung mittels Aufforstung ist zu den passiven Maßnahmen zu zählen. Sie muss nur einmalig durchgeführt werden, um dann über Jahrzehnte hinweg ihre Wirkung zu entfalten. Zudem sind mit dem aufwachsenden Wald weitere Ökosystemdienstleistungen verbunden.

Jedes aktive Verfahren benötigte hingegen einen fortgesetzten Kostenaufwand. Nimmt man Kosten von 0,26 €/m³ für die Wasserbehandlung einschließlich Deponierung des Eisenschlamms an (Hildmann et al 2019, S. 31), lässt sich ein sehr grober, überschlägiger Vergleich mit den Kosten für die Aufforstung anstellen. Für die Aufforstung in Nochten können einschließlich der notwendigen Pflegeeingriffe über 60 Jahre Gesamtkosten von 10.400 €/ha veranschlagt werden. Ein möglicher Erlös durch die Holzernte nach 60 Jahren müsste dem gegenübergestellt werden, wird aber vereinfachend vernachlässigt. Durch die Aufforstung werden je ha im Vergleich zwischen dem FAS Waldstaudenroggen und dem FAS Szenario 1740 m³ Sickerwasser pro Jahr vermieden. Müssten diese über 60 Jahre (Zeit bis zur Ernte des Waldes) in einer aktiven Wasserbehandlungsanlage gereinigt werden, fielen Kosten in Höhe von 27.144 € an. Demnach ist eine Aufforstung wirtschaftlicher als eine aktive Behandlung des Wassers. Bei einer deutlich günstigeren passiven Behandlung der Wässer (Belüftung mit Karbonatgerinne/-kanal und Sedimentationsbecken), die jedoch nur unter bestimmten Bedingungen umsetzbar ist, fielen lediglich Kosten von 3.132 € über die 60 Jahre an. Jedoch handelt es sich hier um Kosten, die allein für die Wasserreinigung aufzubringen sind, während bei der Aufforstung von einem späteren finanziellen Gewinn bei der Holzernte ausgegangen wird.

Weder die aktive noch die passive Behandlung setzt zudem an der Entstehung des Sickerwassers an. Die beiden Beispiele der Vertrauen-Schacht-Halde und der Kippe Nochten zeigen, dass das so vermiedene Wasser ansonsten nur mit erheblich höherem Aufwand (bzw. in den meisten Fällen praktisch gar nicht) zu reinigen wäre, da es diffus in den Grundwasserkörper abströmt und nicht einer Behandlungsanlage zuströmt.

Insgesamt stellt sich so nicht die Frage, ob die Alternative zur Aufforstung einer Halde eine aktive oder passive Reinigung ist, sondern es sollte, wenn möglich, ein dauerhaft funktionsfähiger Wald, also ein Haldenschutzwald etabliert werden, um die ggf. zu reinigende Menge des Wassers dauerhaft zu reduzieren.

# 7 EMPFEHLUNGEN ZUR BEWIRTSCHAFTUNGSSTRATEGIE

Aus den erarbeiteten Grundlagen und den Ergebnissen der Modellierung der zwei Beispielgebiete lassen sich einige grundsätzliche Schlussfolgerungen und Empfehlungen zur Bewirtschaftungsstrategie der Bergbauhinterlassenschaften ableiten.

- Mit der Aufforstung von Kippen und Halden kann die Sickerwassermenge erheblich reduziert werden.

  Gegenüber einer nur schütteren Vegetation ist die Verdunstung eines Waldes erheblich höher. Die beispielhafte Modellierung für das Testgebiet auf der Braunkohlenkippe Nochten hat gezeigt, dass durch die Aufforstung die Sickerwassermenge in etwa halbiert werden kann. Auch wenn das genaue Verhältnis in Abhängigkeit der verschiedenen Standorte und klimatischen Bedingungen hiervon abweichen wird, so macht die Größenordnung deutlich, dass es sich hierbei um eine sehr wirkungsvolle Maßnahme zum Gewässerschutz handelt.

- Die Auswahl der Baumarten muss standortspezifisch erfolgen.

  Die Auswahl der Baumarten muss auf die verschiedenen Standorte hin angepasst erfolgen. So unterscheiden sich die Halden des Steinkohlen- oder Erzbergbaus hinsichtlich der Oberböden und der Hangneigung etwa wesentlich von denen der Braunkohlenkippen. Oftmals ist jedoch z. B. die Wasserversorgung schlecht, das Bodenleben fehlt zu Beginn der Entwicklung und die pH-Werte sind durch die Mineralverwitterung gering.

  Über die Vielfalt der heute auf den Halden anzutreffenden Baumarten gibt das Kap. 3.4 Auskunft.

- Die Reaktion der Baumarten auf die modellierten Klimaprognosen ist bei der Aufforstungsplanung zu berücksichtigen.

  Die prognostizierten Änderungen des Klimas sind für die Vegetation gravierend. Die verschiedenen ausgewerteten Modellläufe für die beiden Untersuchungsgebiete zeigen dies eindrucksvoll, besonders auch mit den erheblichen Rückgängen der Niederschläge während der Vegetationsperiode. Auch wenn noch offen ist, welcher der verschiedenen Modellläufe der späteren Wirklichkeit am nächsten kommt, zeichnen sich die Veränderungen bereits heute ab.

  So leidet die Kiefer besonders unter hohen Temperaturen über 35 °C, wie sie am Standort Nochten perspektivisch immer häufiger erwartet werden, wie die Auswertung zeigt. Am Standort der Vertrauen-Schacht-Halde ist dies nicht zu erwarten, sodass hier die Kiefer als Mischbaumart unproblematischer ist. Dies zeigt, dass für eine Auswahl der Baumarten auch die regionalen klimatischen Parameter zu berücksichtigen sind.

  Eine Einschätzung der verschiedenen Baumarten hinsichtlich ihrer Standortansprüche als auch ihrer zu erwartenden Reaktion ist in Tab. 3 dargestellt.

  Dennoch erfolgt jede Pflanzung mit Unsicherheiten hinsichtlich der klimatischen Entwicklung während der Umtriebszeit der Bäume als auch Unsicherheiten zu den physiologischen Reaktionen der Gehölze und den durch Trocken- und Hitzestress zunehmenden Kalamitäten. Deshalb sollten grundsätzlich Mischbestände gepflanzt werden, um den möglichen Ausfall einzelner Arten durch vermehrten Zuwachs der verbleibenden Arten wenigstens soweit ausgleichen zu können, dass die Waldfunktion nicht infrage gestellt wird.

  Grundsätzlich sollten spontan aufkommende Arten nicht herausgepflegt werden, sondern belassen werden. Dies gilt auch für die umstrittene Robinie. Es ist anzunehmen,

dass vor allem die Arten sich selbst einmischen werden, die mit den schwierigen Standort- und sich ändernden Klimabedingungen zurechtkommen.

Dort, wo sich bereits Bäume angesiedelt haben oder in der Vergangenheit gepflanzt wurden, wie z. B. auf der Vertrauen-Schacht-Halde, sollte mit den Beständen pfleglich umgegangen werden. Ein langfristiger Umbau in einen besser verdunstenden Wald ist denkbar, kann aber nur in kleinen Schritten erfolgen.

Bei einer späteren Bewirtschaftung der Bestände sollten, um die Waldstabilität zu sichern, nur einzelne Individuen genutzt werden, Kahlschläge aber unbedingt vermieden werden. Dies ist auch im Sinne der Vermeidung von Phasen mit erhöhtem Sickerwasseranfall alternativlos.

- Die Aufforstung von Bergbauhinterlassenschaft ist möglich, aber nicht immer einfach.

  Die oben aufgeführten Standortnachteile vieler Bergbauhinterlassenschaften machen ihre Aufforstung oftmals aufwendig. Auf den Braunkohlenkippen werden die Flächen z. B. zunächst melioriert, um für die Gehölze hinsichtlich des pH-Wertes als auch der Nährstoffversorgung gute Bedingungen sicherzustellen.

  Die Gehölze übernehmen zudem eine Funktion für den Erosionsschutz, sodass die Aufforstung der Halden auch hinsichtlich der Standsicherheit positiv zu bewerten ist. Auf Gehölze wird jedoch teilweise dort verzichtet, wo aufgrund des Gefährdungspotentials der Halden, wie bei den Uranhalden, mittels zusätzlicher Dichtschichten ein Durchsickern des Niederschlagswassers unbedingt vermieden werden muss.

  Schließlich sind auch planungsrechtliche Fragen zu berücksichtigen. Dies gilt besonders für die Braunkohlenkippen, für die in den Braunkohlenplänen die Flächennutzungen festgelegt werden. In diesen sind über den Schutz des Wassers hinaus weitere Belange mit abgewogen worden.

- Die Etablierung von Haldenwäldern ist eine effiziente Maßnahme zum Schutz des Wassers.

  Dort, wo aus Halden und Kippen mit der Auswaschung problematischer Stoffe wie Sulfat, Eisen oder Schwermetallen zu rechnen ist, trägt die Aufforstung der Flächen über die Verringerung der Sickerwassermengen maßgeblich zur Verringerung der Stofffrachten bei. Geht das Sickerwasser in das Grundwasser über, so ist die Reduzierung der Schadstofffrachten von besonderer Bedeutung, da eine direkte Behandlung des Grundwassers sehr aufwendig ist.

  Aber auch der Vergleich mit einer aktiven Grubenwasserreinigung, wie sie überschlägig für den Standort Nochten vorgenommen wurde, zeigt, dass die Aufforstung deutlich preiswerter als eine aktive Behandlung des Wassers ist. Auch wenn eine passive Wasserbehandlung noch günstiger erscheint, so werden hierfür doch zusätzliche Flächen benötigt und müssen weitere Rahmenbedingungen erfüllt sein.

Die Bearbeitung hat zudem gezeigt, dass erhebliche Wissenslücken bestehen, sowohl hinsichtlich des von den Baumarten noch tolerierten Wassermangelstresses als auch der Höchsttemperaturen. Das betrifft sowohl die aktuell verbreitet angebauten Baumarten und erst recht die weniger verbreiteten, möglichen Alternativen. Bei der Suche nach Alternativen sind, gerade für Bergbauhinterlassenschaften wie Halden, auch bislang nicht gebietsheimische Arten mit in Erwägung zu ziehen. Schließlich ist festzustellen, dass auch hinsichtlich der Parametrisierung der Forstbestände noch Wissenslücken zu schließen sind, etwa zur Verteilung der Feinbodenwurzeln, zum Sproß-Wurzelverhältnis und zu weiteren physiologischen Prozessen, um so zu sichereren Modellergebnissen zu kommen. Zudem sollte bei zukünftigen Modellierungen die Validierung der Modelle ermöglicht werden.

## DANKSAGUNG

Den Kollegen und Praktikanten am FIB, die uns bei der Ergebung der Geländedaten sowie mit Hinweisen zur Interpretation der Ergebnisse unterstützt haben, möchten wir unseren Dank aussprechen. Dazu gehören Herr Dr. Lange, Frau Anders, Frau Walko, Herr Dr. Knoche, Herr Lindner, Herr Kocket und Herr Scholz. Zudem bedanken wir uns bei Herrn Schmidt-Walter von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, der uns bei Fragen zur von ihm entwickelten R-Bibliothek LWFBrook90R stets Auskunft geben konnte.

## RECHTSQUELLENVERZEICHNIS

| | |
|---|---|
| BayWaldG | Bayerisches Waldgesetz vom 22. Juli 2005 (GVBl S. 313), zuletzt geändert durch § 8 des Gesetzes vom 24. Juli 2019 (GVBl. S. 408) |
| BBergG | Bundesberggesetz vom 13. August 1980 (BGBl. I S. 1310), zuletzt geändert durch Art. 2 Abs. 4 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. März 2020 (BGBl. I S. 440) |
| LWaldG | Waldgesetz des Landes Brandenburg vom 20. April 2004 (GVBl. I S. 137), zuletzt geändert durch Art. 1 Zweites ÄndG vom 30.04.2019 (GVBl. I Nr. 15) |
| SächsNatSchG | Sächsisches Naturschutzgesetz vom 6. Juni 2013 (Sächs-GVBl. S. 451), zuletzt geändert durch Art. 8 Haushaltsbegleit G 2019/2020 vom 14.12.2018 (SächsGVBl. S. 782) |
| SächsWaldG | Waldgesetz für den Freistaat Sachsen vom 10. April 1992 (SächsGVBl. S. 137), zuletzt geändert durch den Art. 21 G zur Neustrukturierung des Polizeirechtes des Freistaat Sachsen vom 11.5.2019 (SächsGVBl. S. 358) |
| ThürWaldG | Thüringer Waldgesetz – Gesetz zur Erhaltung, zum Schutz und zur Bewirtschaftung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft vom 18. September 2008 (GVBl. S. 327) |

# LITERATURVERZEICHNIS


Ahirwal, J., A. Kumar, M. Pietrzykowski, und S. Kumar Maiti. 2018. „Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India". *Environmental Science and Pollution Research* 25: 27992–3.

Alexander, M.J. 1989a. „The effect of Acacia albida in tin-mine spoil and their possible use in reclamation". *Landscape and Urban Planning* 17 (1): 61–71.

———. 1989b. „The long-term effect of eucalyptus plantations on tin-mine spoil and its implecation for reclamation". *Landscape and Urban Planning* 17 (1): 47–60.

Amoozegar, Aziz. 1989. „A compact constant-head permeameter for measuring saturated hydraulic conductivity of the vadose zone". *Soil Science Society of America Journal* 55 (5): 1356–61.

Anders, S., J. Müller, S. Augustin, und S. Rust. 2006. „Die Ressource Wasser im zweischichtigen Nadel-Laub-Mischbestand". In *Ökologischer Waldumbau in Deutschland: Fragen, Antworten, Perspektiven*, herausgegeben von Peter Fritz, 152–183. München: Ökom-Verl.

Barber, L.A., B.K. Ayres, und B. Schmid. 2015. „Performance evaluation of reclamation soil cover systems at Cluff Lake mine in northern Saskatchewan". In *Proceedings of the 10th International Conference on Mine Closure*, herausgegeben von A.B. Fourie, M. Tibbett, L. Sawatsky, und D. Van Zyl, 1–11. Vancouver, Canada.

Bartsch, Norbert, und Ernst Röhrig. 2016. *Waldökologie: Einführung für Mitteleuropa: 194 Abbildungen, davon 129 Zeichnungen und 65 Fotos: 57 Tabellen*. Berlin Heidelberg: Springer Spektrum.

Baumbach, H. 2013. „Kupferschieferbergbau". In *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands - Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*, herausgegeben von H. Baumbach, H. Sänger, und M. Heinze, 311–72. Jena: Weissdorn-Verlag.

Becker, Juliane. 2003. „Konstruierte Feuchtgebiete zur passiven Reinigung von Grubenwasser". In *Oberseminarreihe 2002/03*, herausgegeben von TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie. Freiberg.

Berger, H.-J., H. Steinborn, S. Görne, und C. Junghanns. 2010. „Stratigraphie und Tektonik im Steinkohlerevier Lugau/Oelsnitz". In *Geologie und Bergbaufolgen im Steinkohlerevier Lugau/Oelsnitz (Geoprofil 13 (2010)*, 15–44. Dresden.

Bernhofer, C, J. Franke, F. Hupe, R. Kronenberg, und T. Donix. 2016. *ReKIS - Regionales Klimainformationssystem Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen und RaKli-Da - Interpolationswerkzeug zur Erzeugung von Rasterdaten. Dokumentation von Techniken, Methoden und Handhabungen*. Technische Universität Dresden.

Bilibio, C., C. Schellert, S. Retz, O. Hensel, und H. Schmeisky. 2017. „Water balance assessment of different substrates on potash tailings piles using non-weighable lysimeter". *Journal of Environmental Management* 196: 633–43.

Boden, Hrsg : Wolf Eckelmann; Red : H. Sponagel; W. Grottenthaler; K.-J. Hartmann; R. Hartwich; P. Janetzko; H. Joisten; D. Kühn; K.-J. Sabel; R. Traidl; Hrsg : Ad-hoc-Arbeitsgruppe, Hrsg. 2006. *Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5*. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers. http://www.schweizerbart.de//publications/detail/isbn/9783510959204/Bodenkundliche_Kartieranleitung_5_Aufl.

Bolan, N.S., M.B. Kirkham, und Y.S. Ok. 2017. *Spoil to Soil - Mine Site Rehabilitation and Revegetation*. Boca Raton: Taylor and Francis.

Borgegård, Sven-Olov, und Hakan Rydin. 1989. „Biomass, Root Penetration and Heavy Metal Uptake in Birch in a Soil Cover Over Copper Tailings". *Journal of Applied Ecology* 26 (2): 585–95. https://doi.org/10.2307/2404084.

Brechtel, H.M., und Balázs. 1988. „Wie viel Wasser kommt aus dem Bramwald?" *AFZ* 15: 397–400.

Burger, J., D. Graves, P. Angel, V. Davis, und C. Zipper. 2005. „The forestry reclamation approach". 2. Forest Reclamation Advisory. The Appalachian Regional Reforestation Initiative.

Chang, Chia-Ling, Tsung-Hung Hsu, Yunn-Jiin Wang, Jen-Yang Lin, und Shaw L. Yu. 2010. „Planning for Implementation of Riparian Buffers in the Feitsui Reservoir Watershed". *Water Resource Management* 24: 2339–52. https://doi.org/10.1007/s11269-009-9554-7.

Chodak, M., M. Pietrzykowski, und K. Sroka. 2015. „Physiological profiles of microbial communities in mine soils afforestd with different tree species". *Ecological Engineering* 81: 462–70.

Chodak, M., K. Sroka, B. Wos, und M. Pietrzykowski. 2019. „Effect of green alder (Alnus viridis) and black alder (Alnus glutinosa) on chemical and microbial properties of sandy mine soils". *Geoderma* 356 (Dezember).

Clark, E.V. 2017. „Processes on Mine Spoil Fills". Dissertation, Virginia: Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University.

Coners, H. 2001. *Wasseraufnahme und artspezifische hydraulische Eigenschaften der Feinwurzeln von Buche, Eiche und Fichte: In situ-Messungen an Altbäumen*. Göttingen: Dissertation, Universität Göttingen.

Dageförde, A., C. Düker, B. Keplin, K.-H. Kielhorn, A. Wagner, und M. Wulf. 2000. „Eintrag und Abbau organischer Substanz und Reaktion der Bodenfauna (Carabidae und Enchytraeidae) in forstlich rekultivierten Kippsubstraten im Lausitzer Braunkohlenrevier". In *Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften - Bodenorganismen, bodenökologische Prozesse und Standortentwicklung*, herausgegeben von G. Broll, W. Dunger, B. Keplin, und W. Topp, 101–30. Gesellschaft für UmweltGeowissenschaften. Berlin, Heidelberg, New York u. a.: Springer.

Desai, M., M. Haigh, und H. Walkington. 2019. „Phytoremediation: Metal decontamination of soils after the sequential forestation of former opencast coal land". *Science of the Total Environment* 565: 670–80.

Desai, Mansi Anilkumar. 2013. „Phytoremediation : A Tool for Restoring Land Degraded Due to Opencast Coal Mining". PhD thesis, Oxford: Oxfors Brookes University. https://pdfs.semanticscholar.org/0e38/856959e6dbe5ccb720caf03d68badf32f528.pdf.

Dickinson, N. M., A. P. Turner, und N. W. Lepp. 1991. „How Do Trees and Other Long-Lived Plants Survive in Polluted Environments?" *Functional Ecology* 5 (1): 5–11. https://doi.org/10.2307/2389550.

Dickinson, Nicholas M., Andrew P. Turner, Shaun A. Watmough, und Nicholas W. Lepp. 1992. „Acclimation of Trees to Pollution Stress: Cellular Metal Tolerance Traits". *Annals of Botany* 70 (6): 569–72. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a088518.

Downer, Charles W., und Fred L. Ogden. 2003. „Appropriate vertical discretization of Richards' equation for two-dimensional watershed-scale modelling". *Hydrol. Proc.* 18: 1–22. https://doi.org/DOI:10.1002/hyp.1306.

Federer, C. Anthony. 2002. *BROOK90: A simulation model for evaporation, soil water and streamflow*. http://www.ecoshift.net/brook/brook90.htm.

Festin, E.S., M. Tigabu, M.N. Chileshe, S. Syampungani, und P.C. Odén. 2019. „Progresses in restoration of post-mining landscapes in Africa". *Journal of Forest Research* 30 (2): 381–96.

Filcheva, E., M. Noustorova, S. Gentcheva-Kostadinova, und M. Haigh. 2000. „Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria". *Ecological Engineering* 15 (1–2): 1–15.

Forest Service. 2017. „The Forestry Reclamation Approach: Guide To Successful Reforestation Of Mined Lands". Technischer Bericht NRS-169. U.S. Department of Agriculture (USDA).

Freitas Melo, V., A. Hulmann Batista, J. Zimmer Barbosa, L. Barbeiro, R. Gomes, und M.T. Menezes Dultra. 2018. „Soil quality and reforestation of the Brazil nut tree (Bertholletia excelsa Bonpl.) after laterite-type bauxite mining in the Braszilian Amazon forest". *Ecological Engineering* 125: 111–18.

Frühauf, Cathleen. 1998. *Verdunstungsbestimmungen von Wäldern am Beispiel eines Fichtenbestandes im Tharandther Wald*. Bd. 1. Tharandter Klimaprotokolle. Dresden: Technische Universität, Institut für Hydrologie und Meteorologie.

Gomez-Ros, J.M., G. Garcia, und J.M. Penas. 2013. „Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean minging area: Cartagena-La Unión". *Ecological Engineering* 57: 393–402.

Grant, C., und J. Koch. 2007. „Decommissioning Western Australia's First Bauxite Mine: Co-evolving vegetation restoration techniques and targets". *Ecological Management and Restoration* 8 (2): 92–105.

Grant, C., R. Loch, N. McCaffrey, S. Anstee, und D. Doley. 2016. *Mine Rehabilitation - Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry*. Commonwealth of Australia.

Hammel, K., und Kennel. 2001. *Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushaltes von Waldstandorten mit dem Simulationsmodell Brook90*. Bd. 185. Forstliche Forschungsberichte. München.

Härdtle, W., J Ewald, und N Hölzel. 2006. *Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge*. Stuttgart: Ulmer.

Heinze, M. 2013. „Steinkohlenbergbau". In *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands - Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*, herausgegeben von H. Baumbach, H Sänger, und M. Heinze, 155–268. Jena: Weissdorn-Verlag.

Heinze, M., und H. Liebmann. 1991. „Begrünung von Kalirückstandshalden im Südharzgebiet". *Hercynia N. F.* 21 (2): 179–89.

———. 2013. „Kalibergbau". In *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands - Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*, herausgegeben von H. Baumbach, H. Sänger, und M. Heinze, 269–307. Jena: Weissdorn-Verlag.

Hertwig, T., M. Frenzel, M. Felix, und A. Sohr. 2010. „Die Halden im Steinkohlerevier Lugau/Oelsnitz und ihr Gefährdungspotenzial für die Umwelt". In *Geologie und Bergbaufolgen im Steinkohlerevier Lugau/Oelsnitz (Geoprofil 13)*, herausgegeben von Landwirtschaft und Geologie Sächsisches Landesamt für Umwelt. Dresden.

Hildmann, C., D. Knoche, L. Rösel, B. Zimmermann, und I. Landeck. 2016. „Konzept zur Reduzierung des Haldenwasseraufkommens durch Optimierung der Haldenbegrünung an den Kalirückstandshalden im Südharzrevier". Technischer Bericht. Im Auftrag der Lausitzer- und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. Finsterwalde: Foschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.

Hildmann, C., L. Rösel, B. Zimmermann, D. Knoche, W.-D. Hartung, und F.C. Benthaus. 2016. „Reduction of seepage outflow from potash tailings piles by improvement of greening: Results of a hydrological simulation". In *Mining meets Water*, herausgegeben von C. Drebenstedt und M. Paul, 772–79. Leipzig.

Hildmann, Christian, Felix Bilek, Mario Uhlig, und Manja Walko. 2019. *Reinigungsverfahren sowie wirtschaftliche Bewertung und Selektion der Best-Practise-Verfahren gegen Acid-Mine-Drainage (TP 1.8)*. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Hiller, D.A., und G. Kaule. 1997. „Rekultivierung und Renaturierung - einige Beispiele". In *Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse*, herausgegeben von Deutsches Institut für Fernstudienforschung an der Universität Tübingen, 367–422. Berlin, Heidelberg, New York u. a.: Springer.

Hörmann, G., M. Lukes, H. Meesenburg, J. Müller, J. Scherzer, K. Hammel, A. Knieß, F. Suckow, und M. Wegehenkel. 2003. *Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen*. Herausgegeben von Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bonn.

Hoth, K., H. Brause, H. Döring, E. Kahlert, St. Schultka, N. Volkmann, H.-J. Berger, Ch. Adam, M. Felix, und M. Wünsche. 2009a. „Die Steinkohlenlagerstätte Zwickau". Herausgegeben von Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen. *Bergbau in Sachsen* Band 15.

Hoth, K., H. Brause, H. Döring, E. Kahlert, St. Schultka, N. Volkmann, H.J. Berger, Ch. Adam, M. Felix, und M. Wünsche. 2009b. „Die Steinkohlenlagerstätte Zwickau". *Landesamt für Umwelt, Geologie und Landwirtschaft* 15.

Iio, A., und A. Ito. 2014. „A Global Database of Field-observed Leaf Area Index in Woody Plant Species, 1932-2011. Data set. Available on-line [http://daac.ornl.gov] from Oak

Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, USA." http://dx.doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1231.

Jadia, C. D., und M. H. Fulekar. 2009. „Phytoremediation of Heavy Metals: Recent Techniques". *African Journal of Biotechnology* 8 (6). https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/59987.

Jochheim, H., P. Einert, H.-P. Ende, R. Kallweit, D. Lüttschwager, und U. Schindler. 2007. „Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland – Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode". *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 41 (1): 1–14.

Jochimsen, M. 1991. „Ökologische Gesichtspunkte zur Vegetationsentwicklung auf Bergehalden". In *Bergehalden des Steinkohlenbergbaus - Beanspruchung und Veränderung eines industriellen Ballungsraums*, herausgegeben von H. Wiggering und M. Kerth. Geologie und Ökologie im Kontext. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg.

Jochimsen, M., J. Hartung, und I. Fischer. 1995. „Spontane und künstliche Begrünung der Abraumhalden des Stein- und Braunkohlenbergbaus". *Bericht der Reinhard-Tüxen-Gesellschaft* 7: 69–88.

Józefowska, A., B. Wos, und M. Pietrzykowski. 2016. „Tree species and soil substrate effects on soil biota during early soil forming stages at afforested mine sites". *Applied Soil Ecology* 102: 70–79.

Kasztelewiczi, Z. 2014. „Approaches to post-mining land reclamation in polish open-cast lignite mining". *Civil and Environmental Engineering Reports* 12 (1): 55–67.

Kätzel, R. 2009. „Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme". In *Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 42. Potsdam.

Keller, J., M. Milczarek, T.M. Yoa, und M. Buchanan. 2010. „The effect of tailings characteristics on cover system success." In *Tailings and Mine Waste*. Vail, Colorado, USA: Taylor and Francis.

Kirchner, M. 1986. *Wirkungen unterschiedlicher Landnutzung auf den Wasserhaushalt bayerischer Flußgebiete*. Bd. 55. Wissenschaftliche Mitteilungen. Universität München, Meteorologisches Institut.

Klein, S. 2000. „Langjähriger Wasserhaushalt von Gras- und Waldbeständen : Entwicklung, Kalibrierung und Anwendung des Modells LYFE am Groß-Lysimeter St. Arnold". PhD Thesis, Osnabrück: Universität Osnabrück, Fachbereich Mathematik/Informatik. https://repositorium.ub.uni-osnabrueck.de/handle/urn:nbn:de:gbv:700-2000090427.

Knoche, D., A. Embacher, und J. Katzur. 2002. „Water and element fluxes of red oak ecosystems during stand development on post-mining sites (Lusatian lignite district)". *Water, Air, And Soil Pollution* 141: 219–31.

Knoche, Dirk. 2005. „Effects of stand conversion by thinning and underplanting on water and element fluxes of a pine ecosystem (P. sylvestris L.) on lignite mine spoil". *Forest Ecology and Management* 212 (1–3): 214–20. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.038.

Knoche, Dirk, und Christoph Ertle. 2014. „Klima- und standortsangepasste Waldentwicklungstypen" 14: 20–23.

Knoche, Dirk, Christoph Ertle, J. Scherzer, und B. Schultze. 2014. „Kippenwälder des Lausitzer Braunkohlenreviers im Klimawandel". In *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie*, 4:152–63. 46.

Köstner, B. 1999. *Die Transpiration von Wäldern - Quantifizierung als Xylemsaftfluss und Faktorenabhängigkeit von Teilflüssen*. Bayreuth: Habilitationsschrift Universität Bayreuth.

Krumbiegel, A., und B. Otto. 1999. „Die Vegetation der Abraumhalden des Steinkohlentiefbaues nördlich von Wettin (Saalkreis, Sachsen-Anhalt)". *Hercynia N. F.* 32: 251–74.

Krummsdorf, A. 1998. „Ökologische Standortverbesserung und Gestaltung einer Hochkippenfläche im Tagebau Nochten". In *Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz*, herausgegeben von W. Pflug, 654–62. Berlin, Heidelberg: Springer.

Küchenmeister, H., S. Martens, J. Scherzer, und R. Petzold. 2017. „Analyse von Bestandesstruktur und Wasserhaushalt in den Waldumbau-Beständen der Gemeinen Kiefer". Abschlussbericht. Finsterwalde: Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.

Kuglerová, Lenka, Anneli Ågren, Roland Jansson, und Hjalmar Laudon. 2014. „Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management". *Forest Ecology and Management* 334: 74–84. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033.

Künstle, E., und G. Mitscherlich. 1977. „Photosynthese, Transpiration und Atmung in einem Mischbestand im Schwarzwald. IV. Teil: Bilanz". *AFJZ* 148: 227–39.

Landgraf, D., M. Bärwolff, F. Burger, R. Pecenka, T. Hering, und J. Schweier. 2018. „Agrarholz - Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft". In , herausgegeben von M. Veste und C. Böhm, 447–510. Berlin: Springer Spektrum.

Landgraf, D., L. Böcker, und R. Marski. 2007. „Anwendungspotentiale für ‚Nachwachsende Rohstoffe' auf den sanierten Flächen der WISMUT GmbH". In *Stilllegung und Revitalisierung von Bergbaustandorten zur nachhaltigen Regionalentwicklung. Proceedings des Internationalen Bergbausymposiums WISMUT 2007 Gera, 10.-12. September 2007*, herausgegeben von Wismut GmbH. Gera. https://www.zvab.com/Proceedings-Internationalen-Bergbausymposiums-WISMUT-2007-Stilllegung/15039820784/bd.

Lange, B., P. Lüscher, und P.F. Germann. 2012. „Wurzeln erhöhen das Wasserspeichervermögen". *Wald und Holz* 93 (10/12): 23–25.

Lauterbach, G. 2000. *Wasser- und Stoffhaushalt dreier Waldökosysteme des Osterzgebirges*. Göttingen: Dissertation Universität Göttingen.

LfULG. 2015. „WRRL: Zustand der Grundwasserkörper. Karte: GWK Menge". https://geoportal.umwelt.sachsen.de/arcgis/services/wasser/wrrlzustandgwk/MapServer/WmsServer?

Liebmann, H., und J. Parnieske-Pasterkamp. 2000. „Lysimetermessungen an Rückstandshalden der Kaliindustrie im Südharz". In *Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie - Untersuchungen zum Salzaustrag, zur Sukkzession sowie Maßnahmen und Erkenntnisse zur Begrünung*, herausgegeben von H. Schmeisky und H. Hofmann, 19:179–92. Ökologie und Umweltsicherung 3.

Lischeid, Gunnar, und Marco Natkhin. 2011. „The potential of land-use change to mitigate water scarcity in northeast Germany - a review". *Die Erde* 142 (1–2): 97–113.

Lowrance, Richard, und Joseph M. Sheridan. 2005. „Surface Runoff Water Quality in a Managed Three Zone Riparian Buffer". *Journal of Environmental Quality* 34: 1851–59. https://doi.org/10.2134/jeq2004.0291.

Lubke, R.A., A.M. Avis, und J.B. Moll. 1996. „Post-mining rehabilitation of coastal sand dunes in Zululand South Africa". *Landscape and Urban Planning* 34 (3–4): 335–45.

Lüscher, P., und K. Zürcher. 2003. „Waldwirkung und Hochwasserschutz: Eine differenzierte Betrachtungsweise ist angebracht". In *Hochwasserschutz im Wald*, herausgegeben von Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 30–33. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 40. Freising.

Lyr, H., H.J. Fiedler, und W. Tranquillini. o. J. *Physiologie und Ökologie der Gehölze*. Jena, Stuttgart: Gustav-Fischer-Verlag.

Macdonald, S.E., S.M. Landhäusser, J. Skousen, J. Franklin, J. Frouz, S. Hall, D.F. Jacobs, und S. Quideau. 2015. „Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions". *New Forest* 46: 703–32.

Mander, Ülo, Valdo Kuusemets, Krista Lõhmus, und Tõnu Mauring. 1997. „Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments". *Ecological Engineering* 8: 299–324. https://doi.org/10.1016/s0925-8574(97)00025-6.

Martin, Mirko, Julia Kuhr, Annia Greif, Elke Kreyßig, Markus Slomke, Axel Hiller, und Michael Hüttl. 2019. „Schadstoffe - Ableitung von Hintergrundwerten, Teil: Ausweisung bergbaulich beeinflusster Oberflächenwasserkörper (OWK)". Abschlussbericht.

Moffat, A., und J. McNeill. 1994. „Reclaiming Disturbed Land for Forestry". 110. Forestry Commission.

Moffat, A.J. 2004. „Site-Specific Silviculture - Reclamation of Mining Lands". In *Encyclopedia of forest science*, 3:1078–85. Amsterdam, Heidelberg: Elsevier.

Möhring, C. 2007. „Eichen für eine wärmere Welt? Vom richtigen Sämling bis zur Nutzung - Strategien für den Waldumbau“ 2: 1–8.

Molchanov, A.A. 1963. *The hydrological role of forests. Translated from russian. Published for the U.S. Department of Agriculture and the National Science Foundation, Washington D.C.* Israel Program for Scientific Translations.

Müller, J. 2011. „Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands“. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 12: 37–46.

Neagoe, A., D. Merten, V. Iordache, und G. Büchel. 2009. „The effect of bioremediation methods involving different degreess of soil disturbance on the export of metals by leaching and by plant uptake“. *Geochemistry* 69 (2): 57–73.

Neef, A. 2010. „Bergbaufolgespezifische Kartierung der Standorte, Waldbestände und Vegetation auf der Vertrauensschacht-Halde und der Deutschlandschacht-Halde“. In *Geologie und Bergbaufolgen im Steinkohlerevier Lugau/Oelsnitz (Geoprofil 13 (2010)*, herausgegeben von Landwirtschaft und Geologie Sächsisches Landesamt für Umwelt. Dresden.

Newbold, J. Denis, Susan Herbert, Bernard W. Sweeney, Paul Kiry, und Stephen J. Alberts. 2010. „Water Quality Functions of a 15-Year-Old Riparian Forest Buffer System1: WaterQualityFunctions of a15-Year-OldRiparianForestBufferSystem“. *Journal of the American Water Resources Association* 46: 299–310. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00421.x.

Nicholson, R., R.W. Gillham, J.A. Cherry, und E.J. Reardon. 1989. „Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers“. *Canadian Geotechnical Journal* 26 (1): 1–8.

Noack, M. 2020. „Eigenschaften und Ansprüche der wichtigsten Waldbaumarten. In: , Standortansprüche der wichtigsten Waldbaumarten“. In *Standortansprüche der wichtigsten Waldbaumarten*, 23–57. FNR.

Nyamadzawo, G., M.K. Shukla, und R. Lal. 2008. „Spatial variability of total soil carbon and nitrogen stocks for some reclaimed mine soils of southesastern Ohio“. *Land Degradation and Developement* 19: 275–88.

Paul, M., M. Gengnagel, und D. Baacke. 2006. „Integrated water protection approaches under the WISMUT project: The Ronneburg case“. In *Uranium in the environment: mining impact and consequences; results of the Uranium Mining and Hydrogeology Congress held in September 2005, Freiberg*, herausgegeben von B. Merkel und A. Berger-Hasche. Berlin, Heidelberg: Springer.

Peck, Anja, und H. Mayer. 1996. „Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern“. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch* 115 (1): 1–9. https://doi.org/10.1007/BF02738580.

Petelka, J., J. Abraham, A. Bockreis, J. Deikumah, und S. Zerbe. 2019. „Soil Heavy Metal(loid) Pollution and Phytoremediation Potential of Native Plants on a Former Gold Mine in Ghana“. *Water, Air, And Soil Pollution* 230: 267.

Pietrzykowski, M. 2014. „Soil quality index as a tool for Scots pine (Pinus sylvestris) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land.“ *Journal of Forest Research* 25: 63–74.

———. 2019. „Tree species selection and reaction to mine soil reconstructed at reforested post-mine sites: Central and eastern European experiences“. *Ecological Engineering: X* 3.

Pietrzykowski, M., und W. Krzaklewski. 2010. „Potential for carbon sequestration in reclaimed mine soil on reforested surface mining areas in Poland“. *Natural Science* 2: 1015–21.

Pietsch, W., und K. Preußner. 2013. „Das Lausitzer Braunkohlenrevier“. In *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands - Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*, herausgegeben von H. Baumbach, H. Sänger, und M. Heinze, 22–74. Jena: Weissdorn-Verlag.

Pisek, A., und E. Cartellieri. 1939. „Zur Kenntnis des Wasserhaushaltes der Pflanzen. IV. Bäume und Sträucher“. *Jb. Wiss. Bot.* 88: 22.

Polster, H. 1950. *Die physiologischen Grundlagen der Stofferzeugung im Walde*. München: BLV.

Power, C., M. Ramasamy, und M. Mkandawire. 2018. „Performance assessment of a single-layer moisture store-and-release cover system at a mine waste rock pile in a seasonally humid region (Nova Scotia, Canada)". *Environmental Monitoring and Assessment* 190 (4): 186.

Prasad, M.N.V., P.J. de Campos Favas, und S.K. Maiti. 2018. *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. 1. Elsevier.

Preußner, K. 1998a. „Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung und Naturschutz". In , herausgegeben von W. Pflug, 600–609. Berlin, Heidelberg: Springer.

———. 1998b. „Wälder und Forste auf Kippenstandorten". In *Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz*, herausgegeben von W. Pflug, 600–609. Berlin, Heidelberg: Springer.

Pulford, I.D. 2003. „Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees—a Review". *Environment International* 29 (4): 529–40. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6.

R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. Wien (Österreich): R Foundation für Statistical Computing. https://www.R-project.org.

Raskin, Ilya, und Burt D. Ensley. 2000. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. New York: J. Wiley.

Rawlik, M., M. Kasprowicz, und A.M. Jagodzinski. 2018. „Differentiation of herb layer vascular flora in reclaimed areas depends on the species composition of forest stands". *Forest Ecology and Management* 409: 541–51.

Rocha Martins, W.B., M.D. Roque Lima, U. de Oliveira Barros Junior, L.S. Villas-Boas Amorim, F. de Assis Oliveira, und G. Schwartz. 2020. „Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review". *Ecological Engineering* 145.

Rohde, T.K., P.L. Defferrard, und M. Lord. 2016. „Store and release cover water balance for the south waste rock dump at Century mine". In *Proceedings of the 11th International Conference on Mine Closure*, herausgegeben von A.B. Fourie und M. Tibbett, 47–59. Australian Centre for Geomechanics, Perth, Australia.

Roloff, A., und S. Gillner. 2009. „Die KLimaArtenMatrix für Stadtbaumarten (KLAM-Stadt)". In *Die grüne Stadt - Handbuch für mehr Grün in Städten*, herausgegeben von Stiftung Die Grüne Stadt, 72–75. Hamburg.

Roloff, A., und B. Grundmann. 2008. *Klimawandel und Baumarten-Verwendung für Waldökosysteme*. Dresden: Technische Universität Dresden.

Roloff, Andreas, Horst Weisgerber, Ulla M. Lang, und Bernd Stimm, Hrsg. 2008. *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*. Weinheim: Wiley-VCH.

Román-Danobeytia, F., M. Huayllani, A. Michi, F. Ibarra, R. Loayza-Muro, T. Vázquez, L. Rodriguez, und M. Garcia. 2015. „Reforestation with four native treee species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon". *Ecological Engineering* 85: 39–46.

Salt, David E., Michael Blaylock, Nanda P.B.A. Kumar, Viatcheslav Dushenkov, Burt D. Ensley, Ilan Chet, und Ilya Raskin. 1995. „Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants". *Nature Biotechnology* 13 (5): 468–74. https://doi.org/10.1038/nbt0595-468.

Sänger, H. 2013. „Uranerzbergbau". In *Bergbaufolgelandschaften Deutschlands - Geobotanische Aspekte und Rekultivierung*, herausgegeben von H. Baumbach, H. Sänger, und M. Heinze, 372–437. Jena: Weissdorn-Verlag.

———. 2016. „Untersuchungen zur Biodiversität auf ausgewählten Bergbaufolgeflächen". Chemnitz: Wismut GmbH.

Scherzer, J., G. Wriedt, D. Sames, M. Müller, F. Hesser, K. Jasper, und H. Pöhler. 2006. „KliWEP - Abschätzungen der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe - Teil 3: Vorstudie zur Simulation der Stoffflüsse von Stickstoff und Kohlenstoff im Parthe-Einzugsbebiet". Abschlussbericht. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, verteten durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/8170.htm.

Schlenstedt, J., A. Brinckmann, U. Häfker, M. Haubold-Rosar, A. Kirmer, D. Knoche, I. Landeck, u. a. 2014. „Braunkohlesanierung". In *Braunkohlesanierung: Grundlagen, Geotechnik, Wasserwirtschaft, Brachflächen, Rekultivierung, Vermarktung*, herausgegeben von Carsten Drebenstedt und Mahmut Kuyumcu, 487–578. Berlin/Heidelberg: Springer Vieweg. https://www.springer.com/de/book/9783642163524.

Schmaltz, J. 1969. „Die Bedeutung des Waldes für den Wasserkreislauf". *Forstarchiv* 40: 132–47.

Schmidt-Walter, Paul, Volodymyr Trotsiuk, Klaus Hammel, Martin Kennel, und Antony Federer. o. J. „LWFBrook90R: Run the LWF-Brook90 hydrological model in R (Version v0.3.1)". *Zenodo*. https://doi.org/10.5281/zenodo.3760299.

Schmitt, J.A. 2006. „Berge- und Industrie-Halden als Sekundärbiotope im Saarland unter besonderer Berücksichtigung der Steinkohlen-Bergehalden von Grube Reden". *Delattinia* 30: 7–126.

Schnoor, Jerald L., Louis A. Licht, Steven C. McCutcheon, N. Lee Wolfe, und Laura H. Carreira. 1995. „Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants". *Environmental Science & Technology* 29 (7): 318A–323A. https://doi.org/10.1021/es00007a747.

Schölmerich, U. 1998. „70 Jahre forstliche Rekultivierung - Erfahrungen und Folgerungen". In *Braunkohlentagebau und Rekultivierung - Landschaftsökologie, Folgenutzung, Naturschutz*, herausgegeben von W. Pflug, 142–56. Berlin, Heidelberg: Springer.

Schultze, J.H. 1955. *Die Naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik.* Gotha: VEB Geographisch-Kartographische Anstalt.

Šebelíková, L., K. Řehounková, und K. Prach. 2016. „Spontaneous revegetation vs. forestry reclamation in post-mining sand pits". *Environmental Science and Pollution Research* 23: 13598–605.

Sena, K, C. Barton, P. Angel, C. Agouridis, und R. Warner. 2014. „Influence of Spoil Type on Chemistry and Hydrology of Interflow on a Surface Coal Mine in the Easten US Coalfield". *Water, Air, And Soil Pollution* 225: 2127–85.

Sheoran, V., A.S. Sheoran, und P. Poonia. 2010. „Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review". *International Journal of Soil, Sediment and Water* 3 (2).

———. 2012. „Phytoremediation of metal conatminated mining sites". *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 5 (3): 428–36.

Shuttleworth, und Gurney. 1990. „The theoretical relationship between foliage temperature and canopy resistance in sparse crops". *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 116 (492): 497–519.

Shuttleworth, W.J., und J.S. Wallace. 1985. „Evaporation from sparse crops-an energy combination theory". *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 111 (469): 839–55.

Singh, A.N., A.S. Raghubanshi, und J.S. Singh. 2002. „Plantations as a tool for mine spoil restoration". *Current Science* 82 (12): 1436–41.

Sinkala, T. 2018. „Integrated phytomining and ethanol production in the Zambian Copperbelt to minimize mine decontamination costs and environmental and social impacts: a review". *The Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy* 118: 815–24.

Spekat, Arne, und Wolfgang Enke. 2020. *Regionale Klimaprojektionen für Sachsen: WMSax2.0, Bereitstellung eines Ensembles regionaler Klimaprojektionen für Sachsen*. Schriftenreihe, Heft 3. Dresden.

Sroka, K., M. Chodak, B. Klimek, und M. Pietrzykowski. 2018. „Effect of black alder (Alnus glutinosa) admixture to Scots pine (Pinus sylvestris) plantations on chemical and microbial properties of sandy mine soils". *Applied Soil Ecology* 124: 62–68.

Taylor, T.J., C.T Agouridis, R.C. Warner, C.D. Barton, und P.N. Angel. 2009. „Hydrologic characteristics of Appalachian loos-dumped spoil in the Cumberland Plateau of Estern Kentucky". *Hydrological Processes* 23: 3372–81.

Thomasius, H., M. Wünsche, H. Selent, und A. Bräunig. 1999. „Wald- und Forstökosysteme auf Kippen des Braunkohlebergbaus in Sachsen - ihre Entstehung, Dynamik und Bewirtschaftung". 17. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Graupa: Sächsische Landesanstalt für Forsten.

Thomasius, Harald. 1998. „Umweltveränderungen und waldbauliche Konsequenzen". In .

Tropek, R., und K. Prach. 2012. „Mining and post-industrial sites". Ecological restoration in the Czech Republic. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic.

Vacek, Z., J. Cukor, S. Vacek, V. Podrázský, R. Linda, und J. Kovarik. 2018. „Forest biodiversity and production of post-mining landscape: opting for afforestation or leaving it to spontaneous development?" *Central European Forest Journal* 64: 118–26.

Watson, C. 2002. „The Phytoremediation Potential of Salix: Studies... - Google Scholar". PhD thesis, Glasgow: University of Glasgow. http://theses.gla.ac.uk/4775/.

Weber, Anne, und Felix Bilek. 2018. „Recherche und Wirtschaftlichkeit (mikro-)biologischer Verfahren zur Reinigung von Bergbauwässern". LfULG Vita-Min TP 1.9. Dresden: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V. unveröffentlicht.

Weinmeister, W. 2003. „Fähigkeiten des Waldes zur Verminderung von Hochwasser und Erosionsschäden". In *Hochwasserschutz im Wald*, herausgegeben von Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 15–29. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 40. Freising.

Weissteiner, C. J., F. Bouraoui, und A. Aloe. 2013. „Reduction of nitrogen and phosphorus loads to European rivers by riparian buffer zones". *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 408: 08. https://doi.org/10.1051/kmae/2013044.

Wessolek, G, W.H. Duijnisveld, und S. Trinks. 2009. „Hydro-Pedotransferfunktionen zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden - das TUB-BGR-Verfahren". *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis.*, Bodenökologie und Bodengenese, 40: 66–80.

Willscher, S., T. Hertwig, M. Frenzel, M. Felix, und S. Starke. 2010. „Results of mediation of hard coal overburden and tailing dumps after a few decades: Insights and conclusions". *Hydrometallurgy* 104 (3–4): 506–17.

Wirth, P., B. Cernic Mali, und W. Fischer, Hrsg. 2012. *Post-Mining Regions in Central Europe - Problems, Potentials and Possibilities*. München: oekom.

Wos, B., M. Pietrzykowski, und A. Józefowska. 2015. „Reclaimed mine soil substrates and tee stands vs. successional forest floor vegetation: A case study of developing ecosystems on afforested mine sites". *Ecological Engineering* 120: 504–12.

Wünsche, M. 1963. *Die Standortverhältnisse und Rekultivierungsmöglichkeiten der Halden des Zwickau-Lugau-Oelsnitzer Steinkohlenreviers.* Freiberger Forschungshefte, C 153. Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie.

Zimmermann, L., S. Raspe, C. Schulz, und W. Grimmeisen. 2008. „Wasserverbrauch von Wäldern - Bäume und Bestände verdunsten unterschiedlich stark". *LWF aktuell* 66: 16–20.

# ANLAGEN

**Anlage 1: Grundwasserkörper mit schlechtem chemischen Zustand nach WRRL im Bewirtschaftungszeitraum 2015 mit Angabe der verursachenden Stoffe sowie Zuordnung der Bergbauregion (Weber und Bilek 2018).**

| GWK_ID | GWK_NAME | Fläche [km²] | As | Cd | Pb | SO4 | Bbb |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| DEBB_SE 4-1 | Schwarze Elster | 115,37 | | | | x | BKOS |
| DESN_EL 1-1+2 | Elbe | 483,62 | | | | x | AB, SK |
| DESN_EL 1-9 | Weißeritz | 337,70 | | x | | | AB, SK |
| DESN_EL 2-4 | Jahna | 444,21 | | | | x | |
| DESN_FM 1 | Obere Freiberger Mulde | 528,99 | x | x | x | x | AB |
| DESN_FM 3-2 | Obere Flöha | 335,42 | | x | | | AB |
| DESN_FM 4-2 | Mittlere Zschopau | 233,65 | x | x | | | AB |
| DESN_FM 4-3 | Obere Zschopau | 376,56 | x | x | | | AB |
| DESN_SAL GW 052 | Großraum Leipzig | 256,49 | | | | x | BKWS |
| DESN_SAL GW 058 | Eulagebiet | 216,66 | | | | x | BKWS |
| DESN_SAL GW 059 | Weißelsterbecken mit Bergbaubeeinflussung | 526,98 | x | x | x | x | BKWS |
| DESN_SAL GW 060 | Parthegebiet | 284,12 | | x | | x | BKWS |
| DESN_SE 1-1 | Hoyerswerda | 126,22 | x | | | x | BKOS |
| DESN_SP 2-1 | Niesky | 500,14 | | x | | x | BKOS |
| DESN_SP 3-1 | Lohsa-Nochten | 448,67 | x | x | | x | BKOS |
| DESN_VM 1-1 | Lober-Leine | 338,48 | | | | x | BKWS |
| DESN_VM 2-2 | Strengbach | 84,40 | | | | x | BKWS |
| DESN_ZM 1-1 | Zwickau | 156,79 | | | | x | AB, SK |
| DESN_ZM 1-2 | Aue-Schlema | 160,08 | x | | | x | AB, SK |
| DESN_ZM 1-3 | Schwarzwasser | 286,05 | x | x | | | AB |
| DESN_ZM 1-4 | Eibenstock | 447,58 | | x | | | AB |
| DESN_ZM 3-2 | Chemnitz-1 | 240,76 | x | | | | AB |
| DEST_SAL GW 022 | Hallesche und Köthener Moränenlandschaft | 33,57 | | | | x | BKWS |
| DETH_SAL GW 054 | Ronneburger Horst | 10,43 | x | x | x | x | |

Einschränkung auf durch Bergbau verursachte Stoffe: As, Cd, Pb, Sulfat. Bbb: Bergbaubeeinflussung, BK: Braunkohlebergbau, OS: Ostsachsen, WS: Westsachsen, AB: Altbergbau, SK: Steinkohlebergbau.

**Anlage 2: Geokoordinaten der Beprobungspunkte für die Bodenprofilansprachen und Wasserleitfähigkeitsmessungen.**

| Punktname | Rechtswert | Hochwert |
|---|---|---|
| **H1_1** | 339520 | 5623056 |
| **H1_2** | 339557 | 5622970 |
| **H1_3** | 339537 | 5623092 |
| **H1_4** | 339510 | 5623161 |
| **H1_5** | 339538 | 5623005 |
| **H1_6** | 339522 | 5622936 |
| **H1_7** | 339490 | 5623130 |
| **H2_1** | 339481 | 5622985 |
| **H2_2** | 339540 | 5623130 |
| **H2_3** | 339474 | 5623041 |
| **H2_4** | 339455 | 5623010 |
| **H2_5** | 339506 | 5623095 |
| **H3_1** | 339545 | 5622890 |
| **H3_2** | 339583 | 5622952 |
| **H4_1** | 339481 | 5622853 |
| **H4_2** | 339451 | 5622942 |
| **H4_3** | 339379 | 5622999 |
| **H4_4** | 339426 | 5622977 |
| **H4_5** | 339397 | 5622968 |
| **H5_1** | 339375 | 5623073 |
| **H5_2** | 339440 | 5623137 |
| **H5_3** | 339364 | 5623036 |
| **H5_4** | 339411 | 5623085 |

(EPSG-Code des Koordinatenbezugssystems: 28533)

**Anlage 3: Bodensteckbriefe für die 23 Miniprofilstandorte auf der Vertrauen-Schacht-Halde.**

Die Bodensteckbriefe werden separat beigelegt.

## Anlage 4: Teilrechnungen im Wasserhaushaltsmodell LWFBrook90.

### Einmalige Berechnungen

Die Modellierung erfolgt in Tagesschritten. Vor dem Start der Modellierung werden Initialwerte für die gesamte, gespeicherte Wassermenge festgelegt. Diese unterteilt sich in

- auf den Pflanzen gespeicherten Regen (Regen-Interzeption)
- auf den Pflanzen gespeicherter Schnee (Schnee-Interzeption)
- die Schneemenge auf der Erdoberfläche
- das Bodenwasser jeder Bodenschicht
- das Grundwasser

Aus den Initialwerten wird das Wasserpotential für jede Bodenschicht abgeleitet. Über verschiedene Teilrechnungen werden einmalig Parameter, die für spätere Rechnungen benötigt werden, ermittelt. Es werden dazu folgende Teilrechnungen durchgeführt:

- Teilrechnung EQUIVSLP: Korrektur der Solarstrahlung für Hangsituationen

Die Solarstrahlung wird in Abhängigkeit von Hangneigung und Hangrichtung korrigiert. Die Position auf der Erdoberfläche des korrigierten Hangs wird durch neu berechnete Längen- und Breitengrade beschrieben.

- Teilrechnung SOILPAR: Ableitung von Bodenwasserparametern aus Bodendaten

Für jede Bodenschicht wird das Gravitationspotenzial, das Wasserspeichervermögen sowie die Startbodenfeuchte ermittelt, über die für das gesamte Bodenprofil der Wassergehalt berechnet werden kann. Zudem wird die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit abgeleitet.

- Teilrechnung INFPAR: Berechnung von Infiltrationsparametern

Die Parameter, die zur Berechnung der Infiltrationsrate benötigt werden, werden aus Inputparametern abgeleitet: Anteil des über Makroporen infiltrierenden Wassers sowie Anteilsfaktor, welcher das die Bodenoberfläche erreichende Wassers pro Zeiteinheit auf die Bodenschichten aufteilt.

- Teilrechnung SRFPAR: Berechnung von Parametern für den Abfluss aus Quellbereichen ("source areas")

Es werden die Gesamtwassergehalte in den simulierten Bodenschichten bei Feldkapazität und bei Sättigung aus Eingangsparametern abgeleitet, damit später die Abflussrate aus den Quellflächen berechnet werden kann.

- Teilrechnung RTDEN: Berechnung der relativen Wurzeldichte

Für jede Bodenschicht wird die relative Wurzeldichte bestimmt. Dazu wird zuvor die gesamte Wurzellänge aus der gesamten Feinwurzellänge sowie der Bestandeshöhe und –dichte im Jahresgang berechnet.

- Teilrechnung SOILVAR: Berechnung von Bodenwasservariablen

Zu Beginn eines Modelllaufs sowie am Ende eines jeden Iterationszeitschritts wird das gesamte Wasserpotential aus Matrixpotenzial und Gravitationspotenzial sowie der Wassergehalt aus Bodenfeuchte und Sättigungswassergehalt berechnet.

**Ableitung von Variablen für jeden Simulationstag**

Die Modellläufe beginnen mit dem Einlesen der Wetterdaten. Tägliche Teilrechnungen ermitteln Variablen, die mit dem Tag des Jahres standortabhängig variieren. Hierzu zählen:

- Teilrechnung SUNDS: Berechnung von Strahlungsparametern

Es wird u.a. die Solarkonstante bei einer mittleren Erde-Sonne-Distanz in Abhängigkeit vom Tag des Jahres berechnet.

- Teilrechnung CANOPY: Berechnung von Kronendachstrukturparametern

Berechnet Pflanzen-"Parameter", die vom Tag des Jahres abhängig sind. Es wird die Bestandeshöhe, der Blatt- und Stammflächenindex, die gesamte Wurzellänge pro Flächeneinheit und der Widerstand der Pflanze gegenüber Wasserflüssen ermittelt.

- Teilrechnung ROUGH: Ermittlung von Parametern des vertikalen Windprofils

Es werden die Rauhigkeitslänge sowie das "zero-plane displacement" ermittelt. Erstere trägt dem Einfluss der Oberflächenrauigkeit auf die Windströmung Rechnung, letztere gibt die Höhe über der Erdoberfläche an, bei der aufgrund von Hindernissen wie einer Baumkrone die Windgeschwindigkeit gleich Null wird.

- Teilrechnung PLNTRES: Berechnung von Widerständen gegenüber dem Wasserfluss

Die Widerstände in der Rhizosphäre und im Xylem werden schichtweise ermittelt, welche gemeinsam mit dem Bodenwasserpotenzial und dem kritischen Pflanzenwasserpotenzial die Nachlieferung von Wasser zu den transpirierenden Blättern und damit die aktuelle Transpiration kontrollieren.

- Teilrechnung WEATHER: Ergänzung fehlender Wetterdaten und Ermittlung der Tages- und Nachttemperatur

Die Teilrechnung ergänzt fehlende Werte, korrigiert die Inputdaten hinsichtlich der Windgeschwindigkeit an der Wetterstation und der Bodenoberfläche und bestimmt die Temperatur und Windgeschwindigkeit zur Tages- und Nachtzeit. Dazu wird die tägliche Solarstrahlung, der Dampfdruck (gesättigter Dampfdruck bei der niedrigsten Tagestemperatur), die tägliche durchschnittliche Windgeschwindigkeit und die durchschnittliche Temperatur ermittelt.

- Teilrechnung SNOFRAC: Bestimmung des Schneeanteils am täglichen Niederschlag

Es werden die täglichen Minimum- und Maximum-Temperaturen berücksichtigt, damit Regen von Schnee unterschieden werden kann.

- Teilrechnung FRSS: Ermittlung des Widerstands der Bodenoberfläche gegenüber Verdunstung

Ist der Boden nicht mit Schnee bedeckt, wird bei der Berechnung der Evaporation ein Parameter berücksichtigt, der den Verdunstungswiderstand einbezieht. Dieser Parameter ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen Feldkapazität und Matrixpotenzial sowie dem Widerstand gegenüber der Bodenverdunstung bei Feldkapazität.

- Teilrechnung SNOVAP: Bestimmung der Evaporation einer Schneedecke

Befindet sich eine Schneedecke auf der Bodenoberfläche, wird deren Verdunstungsrate bzw. der umgekehrte Prozess (Kondensation) mit Hilfe der aerodynamischen Flussgleichung ermittelt.

- Teilrechnung SNOENERGY: Berechnung der Energieflussdichte für eine Schneeoberfläche

Die Berechnung berücksichtigt, ob die tägliche Durchschnittstemperatur über oder unter 0°C liegt. Bei Temperaturen ≤ 0 °C entspricht das Ergebnis der Energie, die benötigt wird, um die Schneedecke zu kühlen bzw. zu erwärmen; bei positiven Temperaturen entspricht es der Energie, die für das Schmelzen des Schnees benötigt wird.

**Berechnung der Verdunstung**

Die Bestimmung der potentiellen Verdunstungsrate erfolgt durch einen von Shuttleworth & Wallace (1985) modifizierten Penman-Monteith-Ansatz. Die fünf Verdunstungskomponenten werden separat berechnet:

- die Verdunstung interzipierten Regen,
- die Verdunstung interzipierten Schnees,
- die Verdunstung von Schnee,
- die Bodenverdunstung aus der oberen Bodenschicht sowie
- die Verdunstung aus jeder Bodenschicht, die Wurzeln enthält.

Die erforderlichen Teilrechnungen sind:

- Teilrechnung AVAILEN: Schätzung der verfügbaren Energie

Es wird unter der Verwendung des Lambert-Beer'schen Gesetzes die verfügbare Energie ober- und unterhalb des Kronendachs berechnet.

- Teilrechnung SWGRA: Ermittlung von Strömungswiderständen

Drei Strömungswiderstände werden nach Shuttleworth and Gurney (1990) berechnet. Die Strömungswiderstände sind vom saisonal schwankenden Blattflächenindex und der Bestandeshöhe abhängig.

- Teilrechnung SRSC: Ermittlung des Oberflächenwiderstands des Kronendachs

Dieser Parameter entspricht dem "klassischen" Kronendachwiderstand in der Penman-Monteith-Gleichung. Er ist nur bei Tag von Bedeutung. In die Berechnung der Rauhigkeitslänge fließen die Minima und Maxima der Stomataströmung sowie Korrekturfaktoren für Temperatur, Dampfdruckdefizit, Strahlung, Trockenstress der Pflanze und die atmosphärische Kohlenstoffdioxidkonzentration im Vergleich zur geöffneten Stomata ein.

- Teilrechnung SWPE: Berechnung der Shuttleworth-Wallace-Gleichungen

In Brook90 werden zur Berechnung der potenziellen Verdunstung die Shuttleworth-Wallace-Gleichungen verwendet, die eine Erweiterung der Penman-Monteith-Formel darstellen. Wasserdampf- und Wärme-Flüsse werden für den Boden und die Blätter separat ermittelt. So wird über den Verdunstungswiderstand des Bodens einerseits und dem Stomatawiderstand andererseits die Bodenverdunstung bzw. die potenzielle Transpiration der Pflanzen bestimmt.

- Teilrechnung TBYLAYER: Zuordnung der Transpiration zu den Bodenschichten

Zunächst wird die Rate, mit der die transpirierenden Blätter mit flüssigem Wasser versorgt werden können, ermittelt. Das Ergebnis wird mit der potenziellen Transpirationsrate verglichen. Die aktuelle Transpiration wird dann auf die geringere dieser beiden Raten festgesetzt. Schließlich wird die Transpiration zwischen den einzelnen Bodenschichten aufgeteilt.

- Teilrechnung SWGE: Shuttleworth-Wallace-Ansatz bei bekannter Transpiration

Mit dieser Teilrechnung wird der Energieaustausch zwischen Transpiration und Bodenverdunstung berücksichtigt, indem ein neuer Bodenverdunstungswert berechnet wird, wenn die Bodenwasserverfügbarkeit gering oder gleich Null ist.

**Berechnung der Interzeption von Pflanzenbeständen und des Wasserrückhalts durch eine Schneedecke**

In diesem Programmteil wird die Menge des Niederschlagswassers berechnet, die auf der Bodenoberfläche tatsächlich ankommt und nicht in der Vegetation (Interzeption) oder in einer Schneedecke zurückgehalten wird.

Bei Modellrechnungen in Tagesschrittweite wie mit Brook90 kann der Interzeptionsprozess nicht hinreichend genau abgebildet werden, da die Charakteristik der Niederschlagsereignisse unbekannt ist und damit kein Unterschied zwischen kurzen, intensiven und langen, wenig intensiven Niederschlägen getroffen werden kann. Dies ist problematisch, da je nach Dauer und Intensität eines Niederschlagsereignisses der Interzeptionsverlust entweder von der potenziellen Interzeption oder der Kronendachkapazität bestimmt wird. Brook90 schafft mit folgenden Teilrechnungen Abhilfe:

- Teilrechnung INTER: Interzeption für ein Niederschlagsintervall

Diese Teilrechnung kann nur vorgenommen werden, wenn die Niederschlagsdaten höher aufgelöst sind als der Tageszeitschritt. INTER trägt auf einfache Weise den Konzepten der Fangrate (Wasser, dass auf der Oberfläche von Blättern, Zweigen oder Ästen verbleibt und damit nicht zu Bestandesniederschlag wird), der Verdunstungsrate und der Kronendachkapazität Rechnung: Die im Kronendach gespeicherte Wassermenge wird in Abhängigkeit von Fangrate, Verdunstungsrate und "Tropfrate" (Bestandesniederschlag + Stammabfluss) bilanziert.

- Teilrechnung INTER24: Tageswerte der Interzeption

Die Teilberechnung INTER wurde für die Teilberechnung INTER24 modifiziert, indem die Interzeption für jede Stunde berechnet wird. Dafür werden u.a. Informationen zur mittleren Dauer von Niederschlagsereignissen benötigt. Mit INTER24 kann eine Überschätzung der Interzeption vermieden werden, auch wenn Niederschlagsdaten nur auf Tagesbasis vorliegen.

- Teilrechnung SNOWPACK: Berechnung von Energie- und Wasserflüssen für eine Schneedecke

Diese Teilrechnung addiert Bestandesniederschlag zur Schneedecke, subtrahiert die Grundschmelze, Schneeverdunstung und den Abfluss flüssigen Wassers und berechnet einen neuen Kältegehalt und einen neuen Gehalt an flüssigem Wasser.

**Simulation der Fließwege**

Nachdem die anderen Programmteile den Anteil des Wassers berechnet haben, welches den Boden erreicht, wird nun das weitere Schicksal dieses Wassers ermittelt, indem es in verschiedene Fließpfade aufgeteilt wird:

- vertikale Versickerung durch Infiltration in die Bodenmatrix
- vertikale Versickerung durch Infiltration direkt in tiefere Bodenschichten aufgrund von Makroporenfluss
- sofortiger Zustrom in Oberflächengewässer über Makroporen und anschließendem Pipeflow (Pipeflow: schneller unterirdischer Wasserfluss entlang von Bodenspalten, alten Wurzelröhren u. ä.)
- sofortiger Zustrom in Oberflächengewässer aufgrund von Quellaustritten (Bereiche mit wassergesättigtem Boden/versiegelte Bereiche)

Für diese Fließpfad-Aufteilung werden sieben Teilrechnungen angewendet:

- Teilrechnung SRFLFR: Berechnung des Anteils an Oberflächenabfluss

Quellflächen innerhalb eines kleinen Einzugsgebietes sind Bereiche, aus denen aufgrund von Oberflächenversiegelung oder Wassersättigung Regen- bzw. Schmelzwasser in Form von Oberflächenabfluss direkt in Bäche oder andere Gewässer gelangt. Der Flächenanteil, der als Quellfläche fungiert, wird in Brook90 mit dem Konzept der variablen Quellflächen berechnet, d.h. die Quellflächengröße ist in Abhängigkeit der meteorologischen Situation zeitlich variabel. Die infiltrierte Wassermenge ergibt sich dann aus dem Regenwasser und der Schneeschmelze abzüglich der Wassermenge, die dem Oberflächenwasser zuströmt.

- Teilrechnung BYFLFR: Berechnung des Bypass-Abflusses

Neben dem Oberflächenabfluss aus Quellflächen ist ein Brook90 der Bypass-Abfluss als zweite Möglichkeit von schnellem Abfluss (quickflow) generierenden Mechanismen implementiert. Beim Bypass-Abfluss ist, im Unterschied zum Oberflächenabfluss aus Quellflächen, eine Bodenpassage involviert, da das Wasser im Untergrund abfließt.

- Teilrechnung DSLOP: Hangabwärts gerichteter Matrixfluss

Dieser Fließpfad wird nur aktiv, wenn eine Bodenschicht beinahe gesättigt ist, was wiederum nahezu undurchlässige Horizonte in einem Bodenprofil erfordert.

- Teilrechnung VERT: Vertikaler Matrixfluss

Es wird der Wasserfluss von einer Bodenschicht in die darunterliegende Bodenschicht mit Darcy's Gesetzt berechnet, basierend auf den hydraulischen Leitfähigkeiten und Wasserpotenzialen. Eine separate Gleichung modelliert den Übergang von der untersten Bodenschicht in das Grundwasser.

- Teilrechnung INFLOW: Berechnung des Netto-Wasserinputs in die Bodenschichten

Das infiltrierende Wasser wird dem Bodenwasser in jeder Bodenschicht und dem Bypass-Abfluss aus jeder Bodenschicht zugeteilt.

- Teilrechnung ITER: Festsetzung des Iterationszeitschrittes

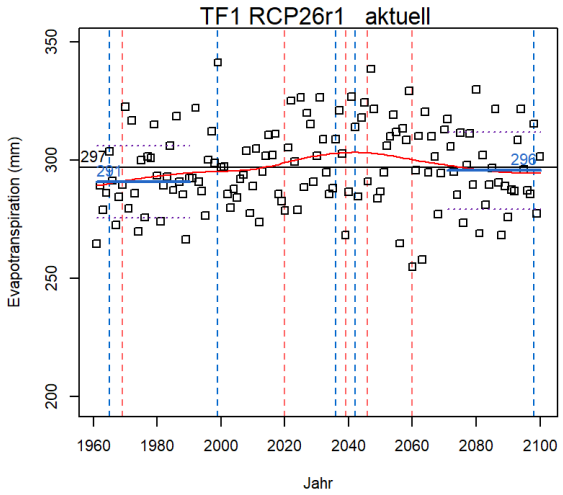
Für die Integration der Gleichungssysteme, welche die Verteilung des Bodenwassers in einem geschichteten Bodenprofil berechnen, existieren verschiedene mathematische Methoden (z.B. finite Differenzen). Brook90 nutzt Euler's Ansatz, wobei der Nutzer die Anzahl der Iterationen auf einen höheren als den empfohlenen Mindestwert setzen kann.

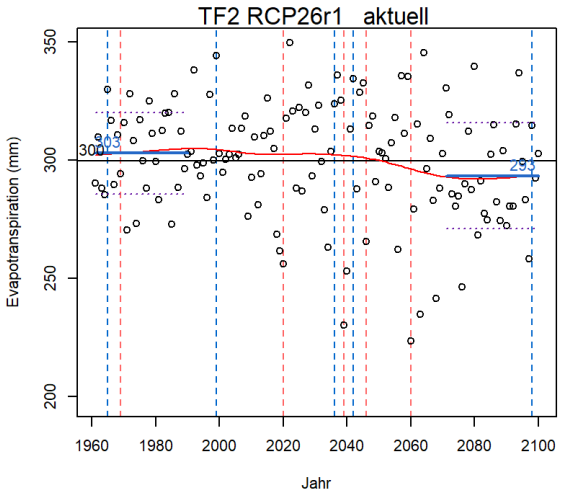
- Teilrechnung GWATER: Grundwasserabfluss

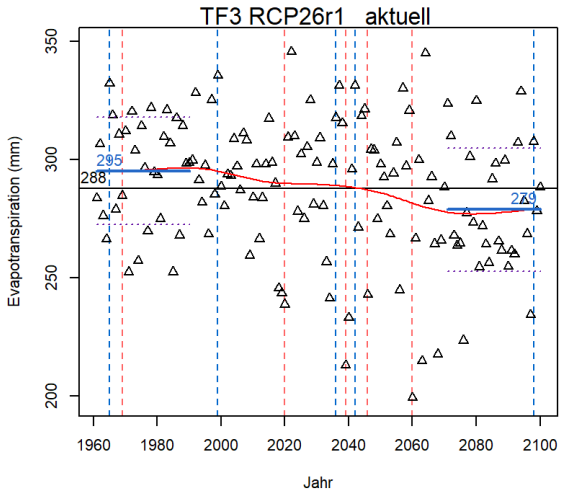
Mit dieser Routine wird der Versickerungsverlust aus dem Grundwasser sowie die Grundwasserfließrate in die Oberflächengewässer berechnet. Diese Berechnungen sind relevant, wenn Abfluss aus dem Grundwasser in Oberflächengewässer simuliert werden soll.

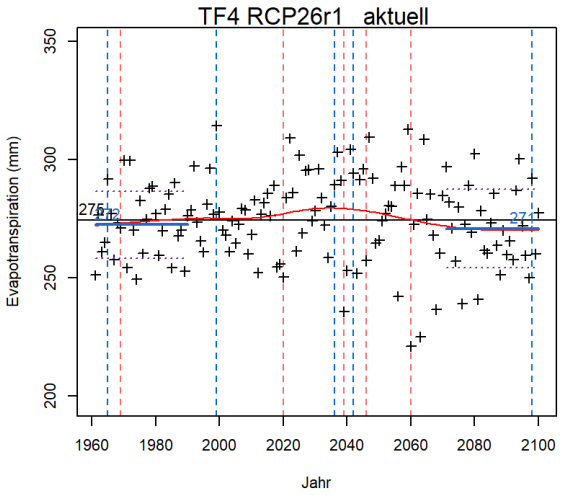
**Anlage 5: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.**

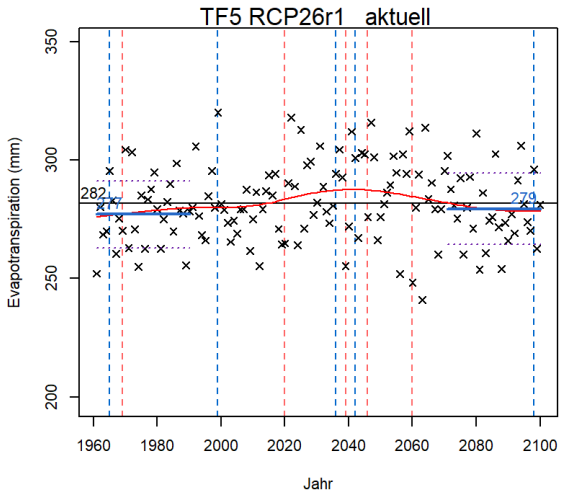
Die waagerechte schwarze Linie ist der Mittelwert über die gesamte Zeitreihe, die waagerechten blauen Linien zeigen die Mittelwerte für die ersten und die letzten 30 Jahre der Zeitreihe mit der Standardabweichung (magentafarbene Punkte). Die rote Linie ist eine empirische Trendlinie. Die blauen senkrechten Linien zeigen die fünf feuchtesten Jahre im Simulationszeitraum, während die roten senkrechten Linien auf die fünf trockensten Jahre verweisen.

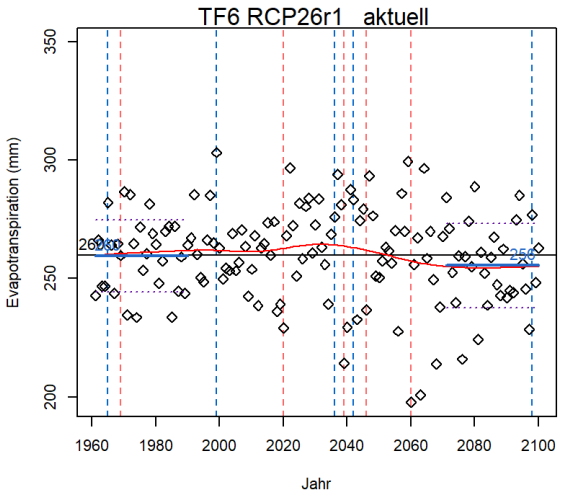


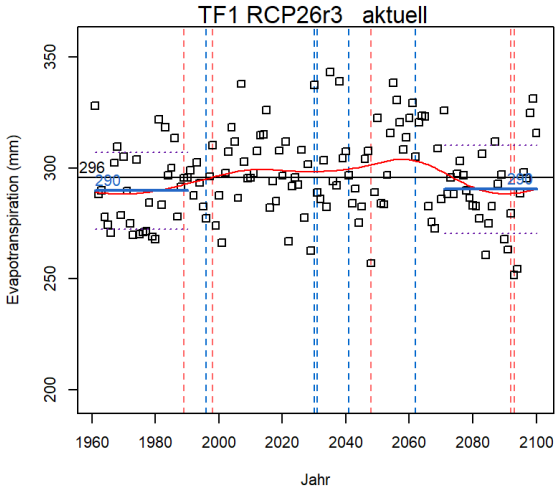



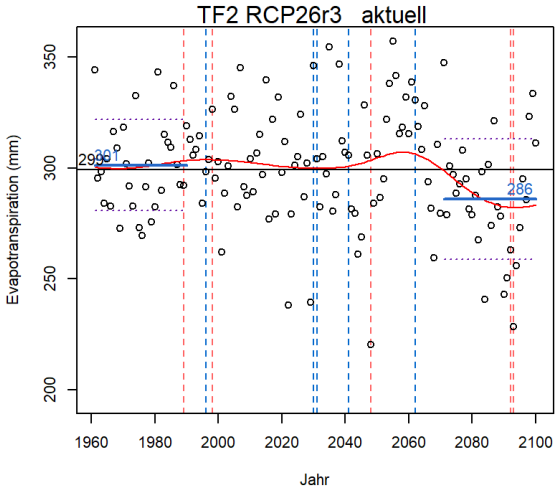



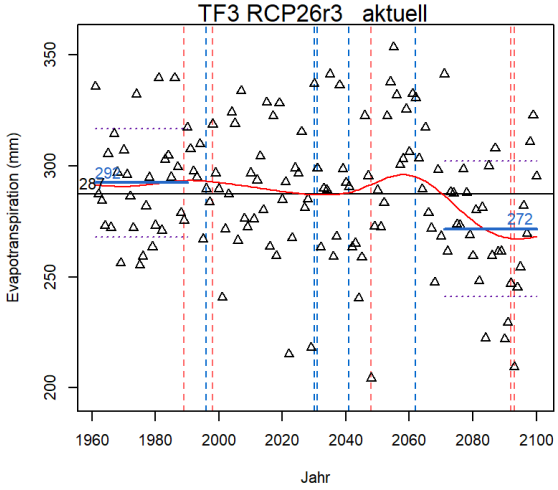



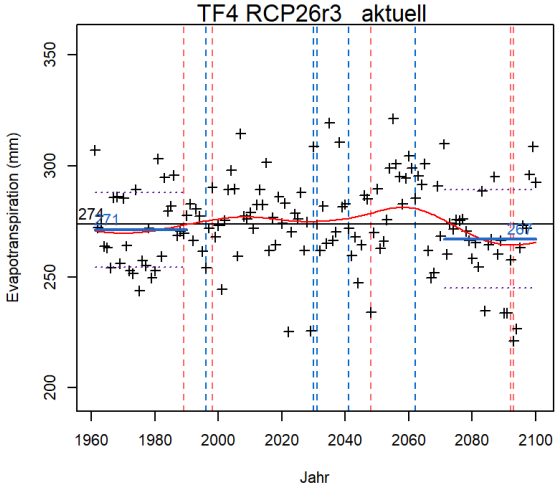



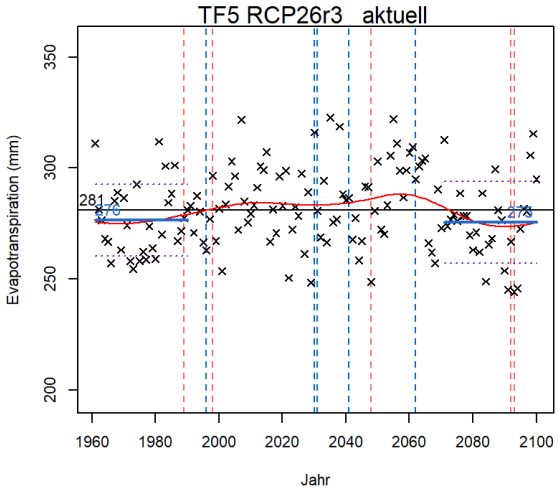

Szenario RCP2.6, Lauf 1

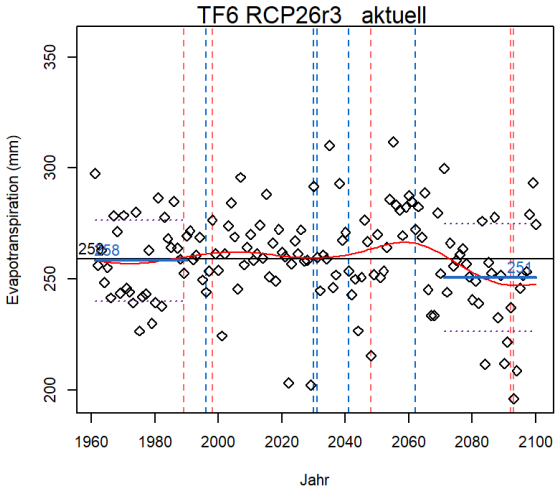


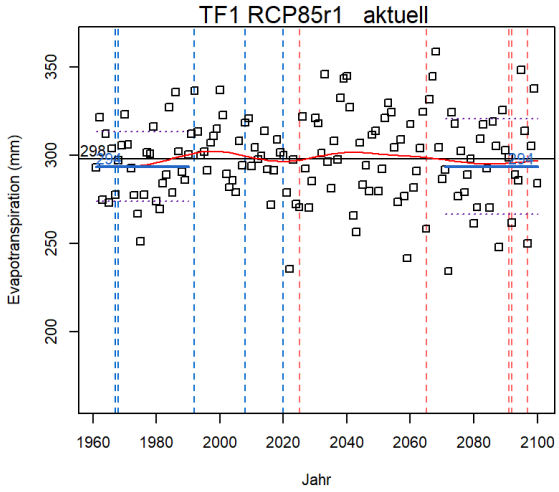



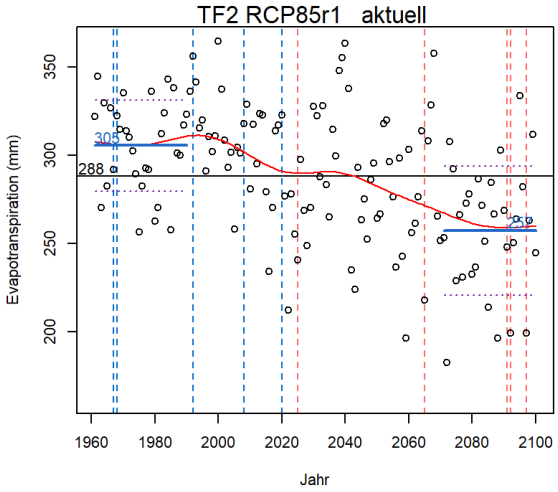



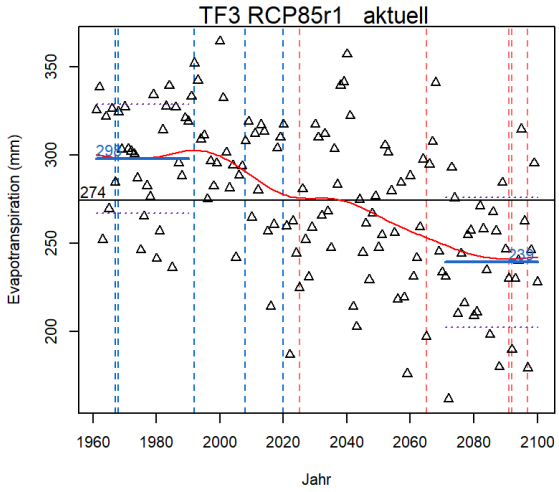



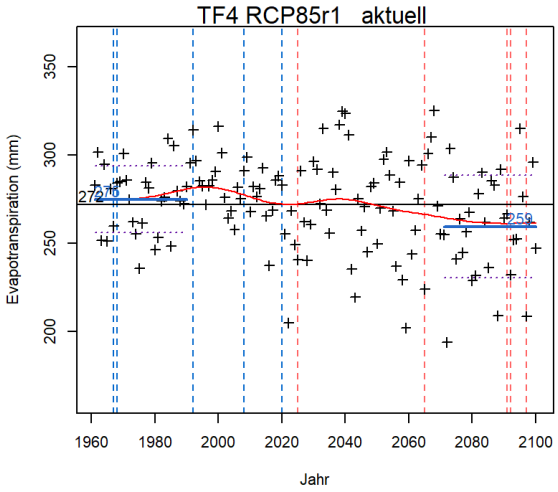



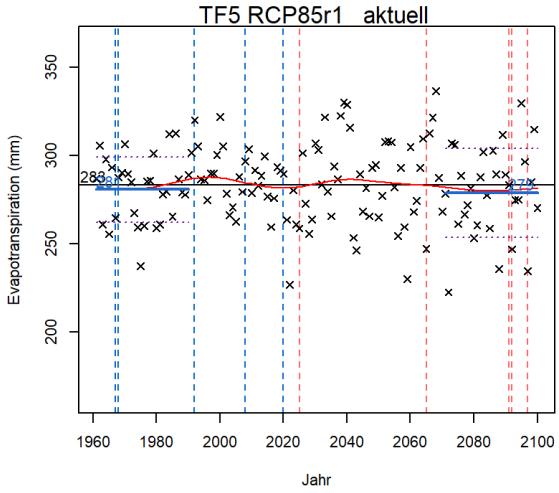

Szenario RCP2.6, Lauf 3

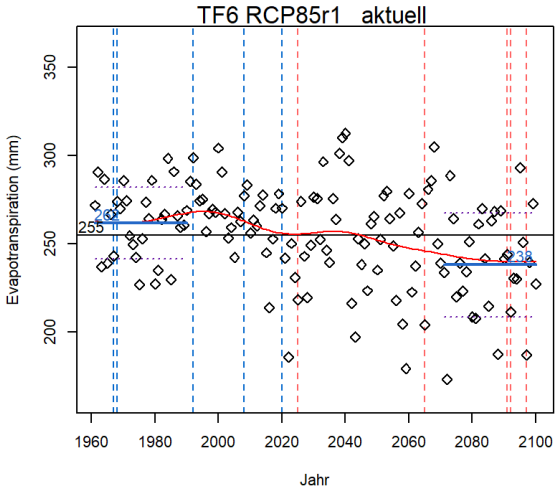


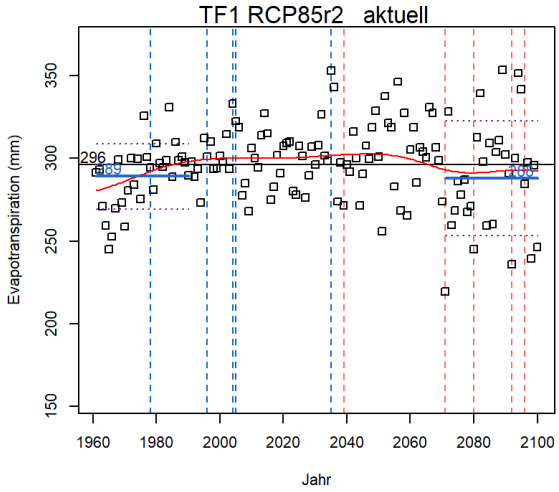



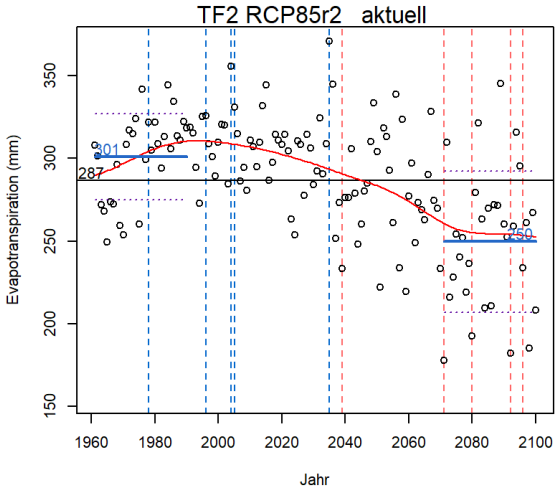



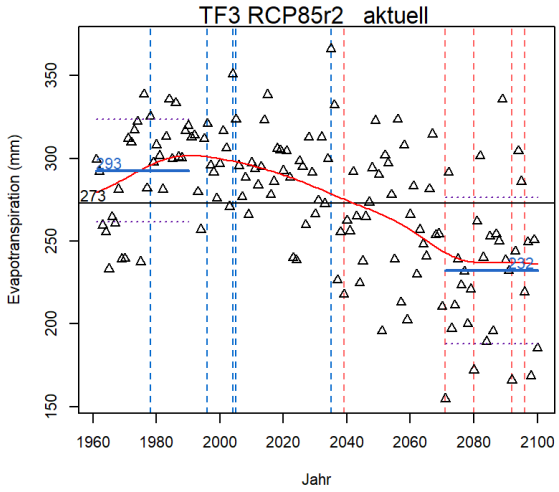



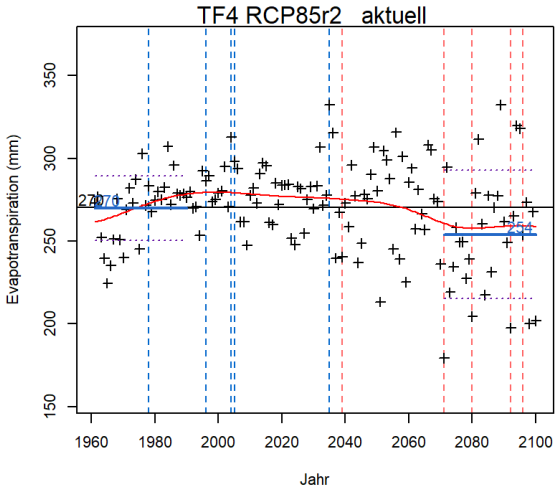



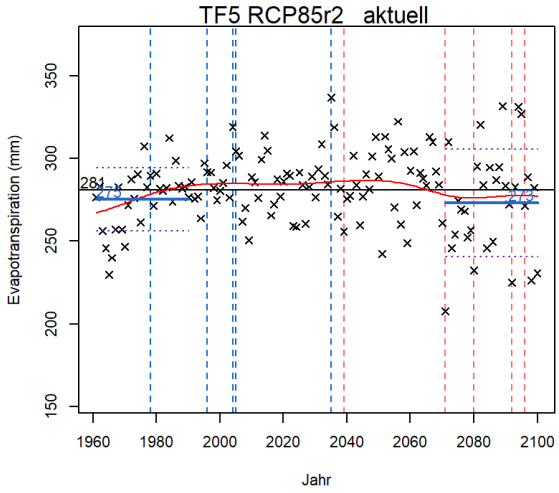

Szenario RCP8.5, Lauf 1

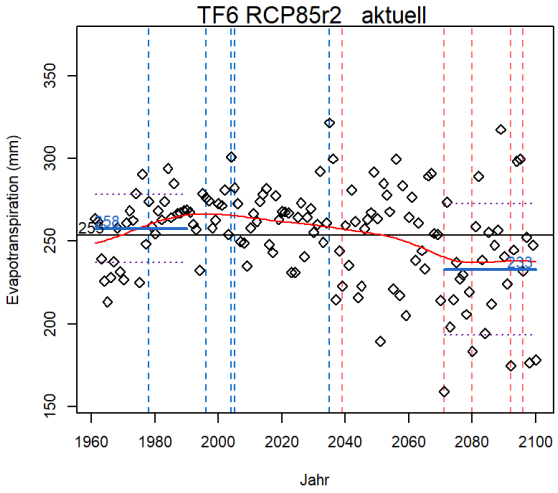


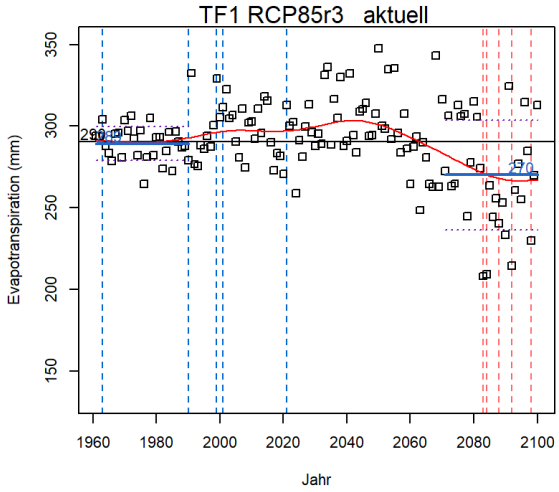



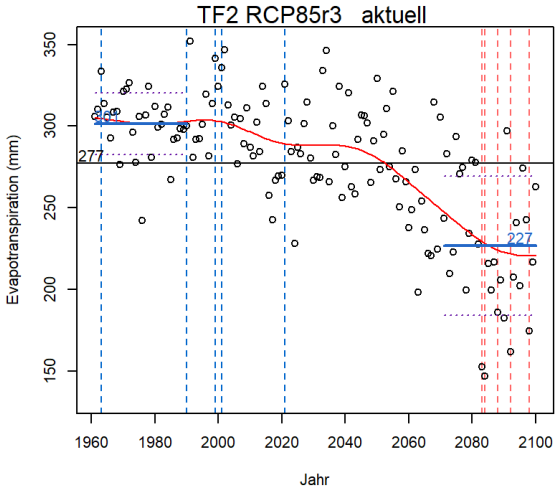



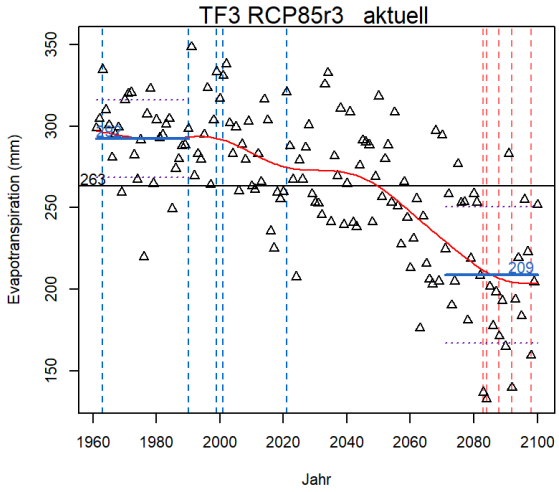



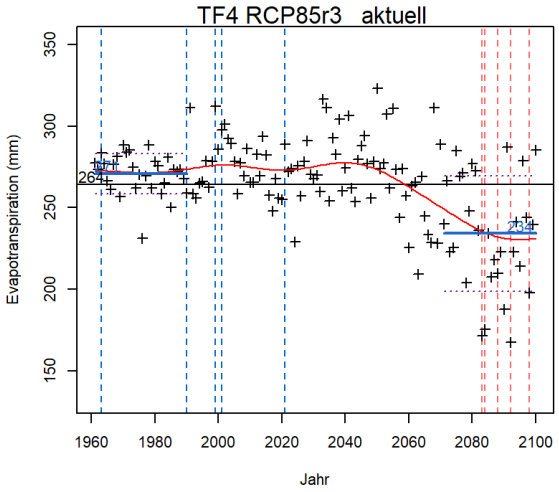



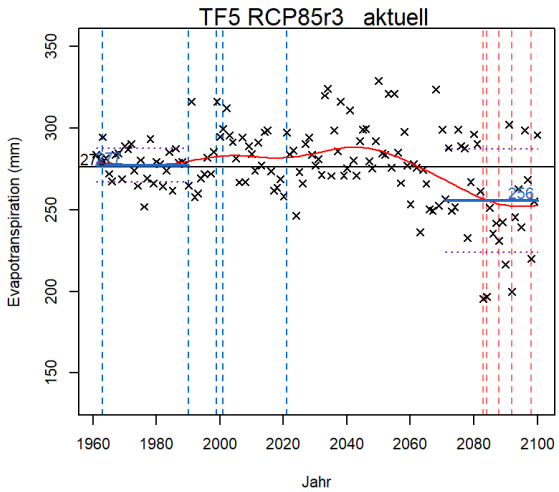

Szenario RCP8.5, Lauf 2

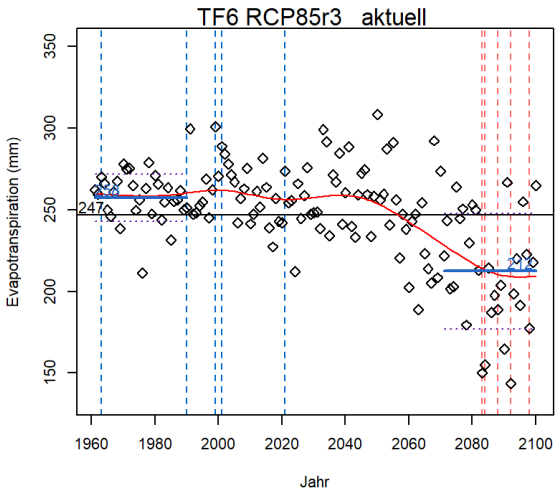


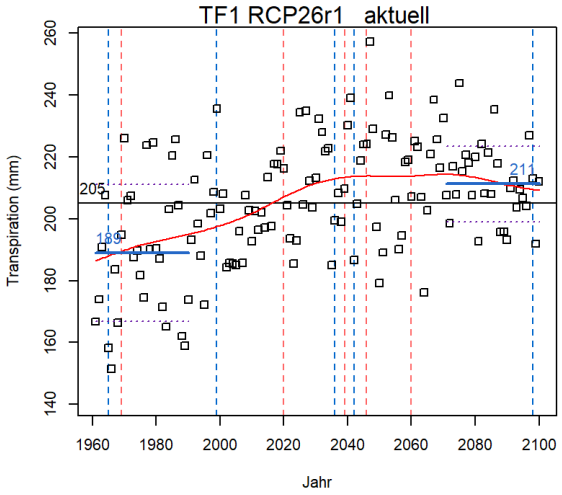



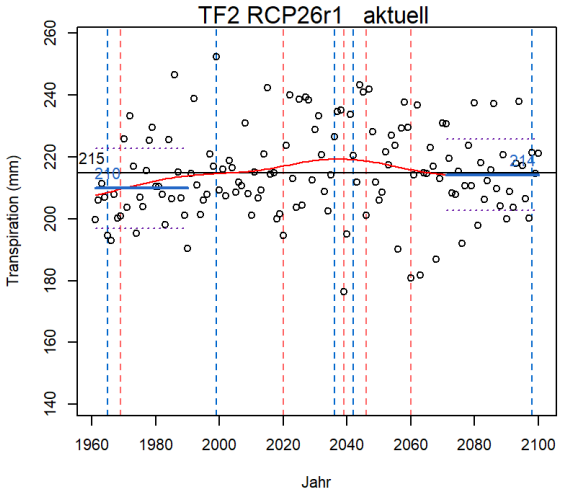



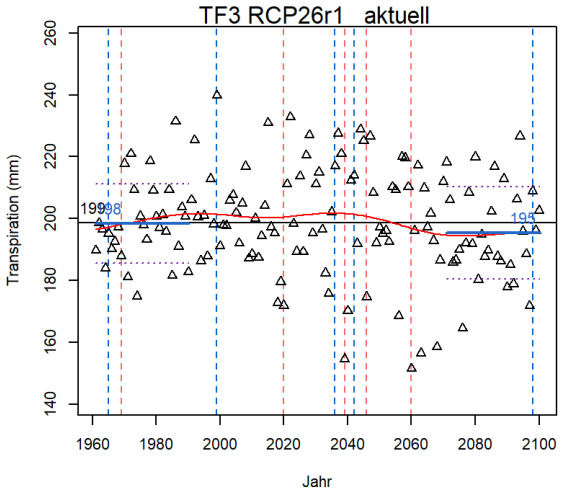



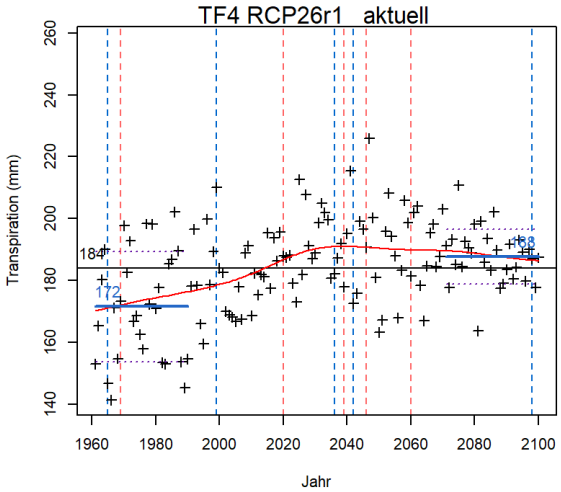

Szenario RCP8.5, Lauf 3

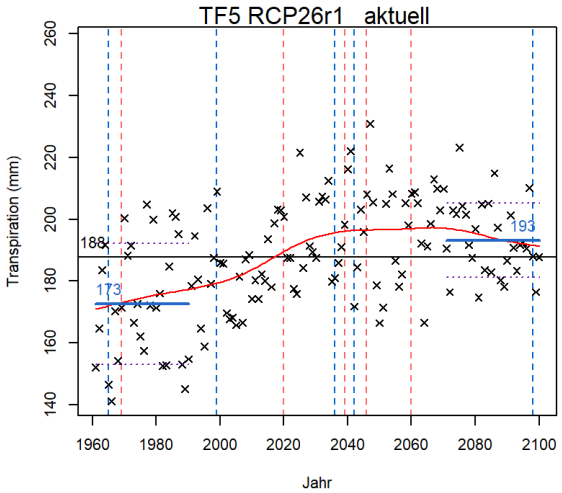
**Anlage 6: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.**

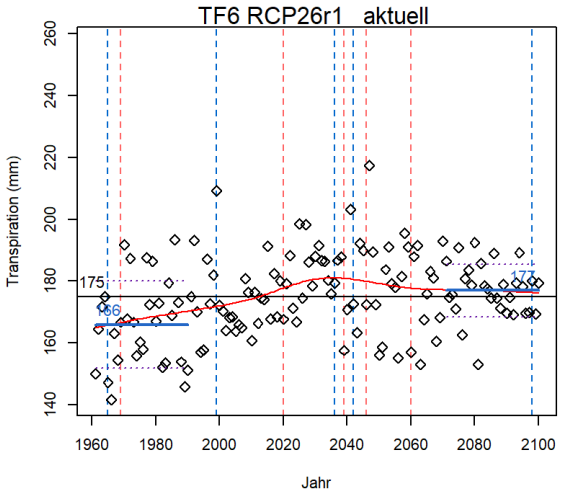


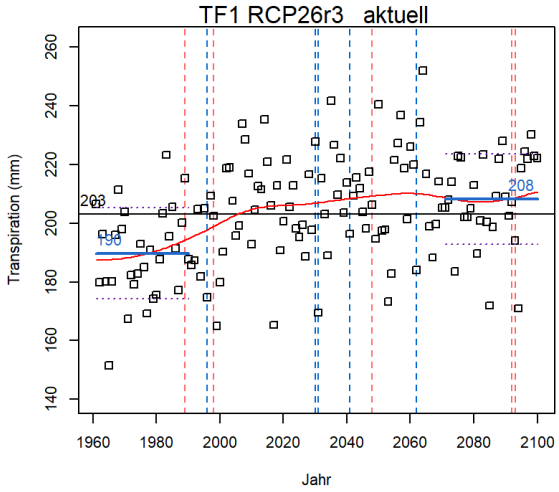



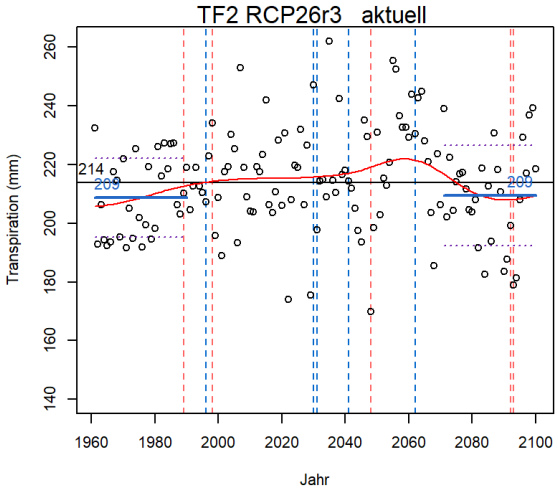



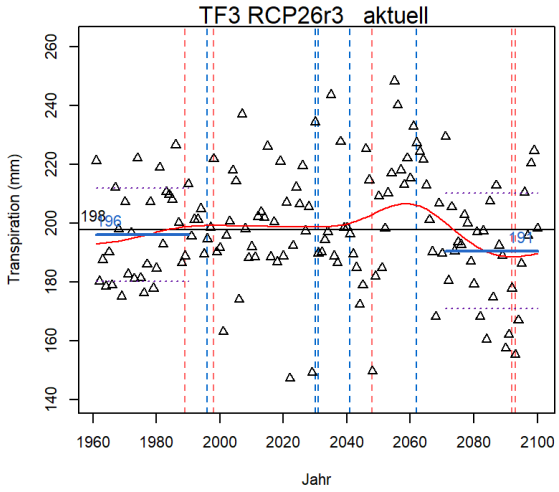



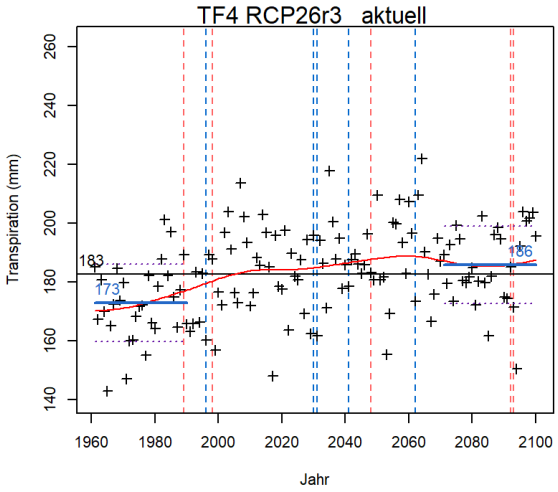



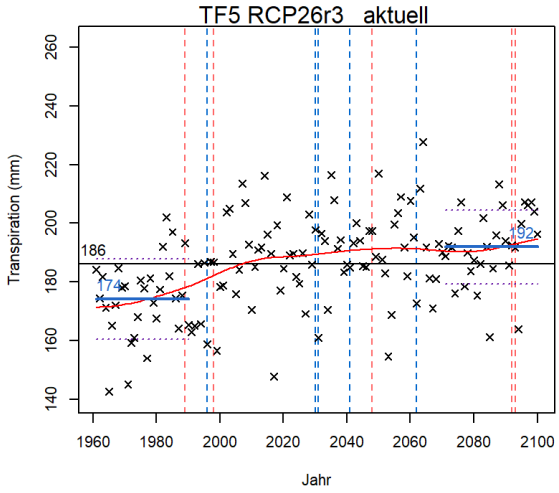

Szenario RCP2.6, Lauf 1

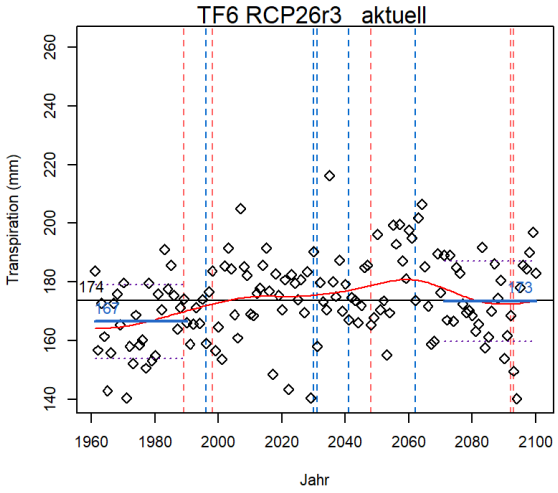


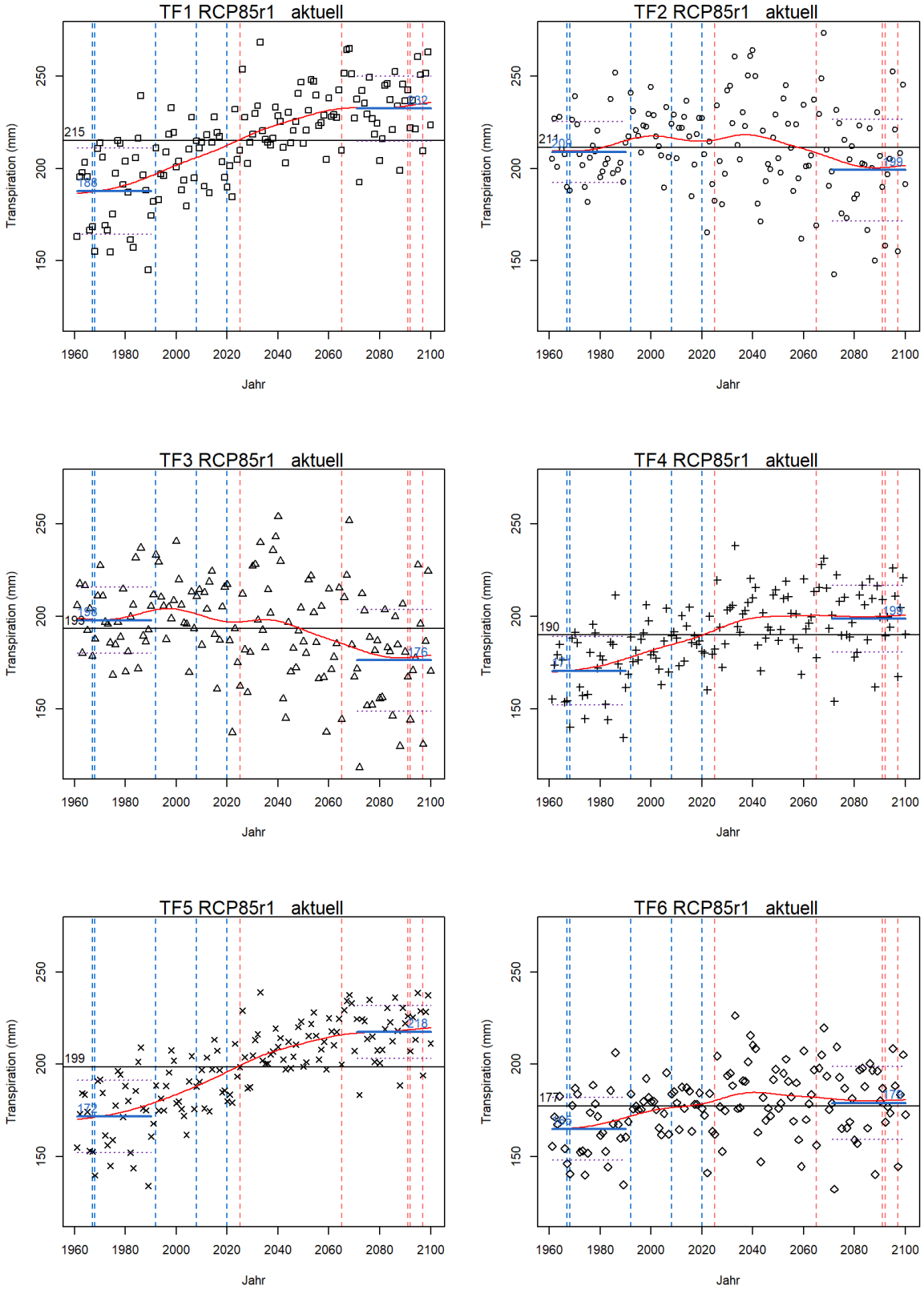



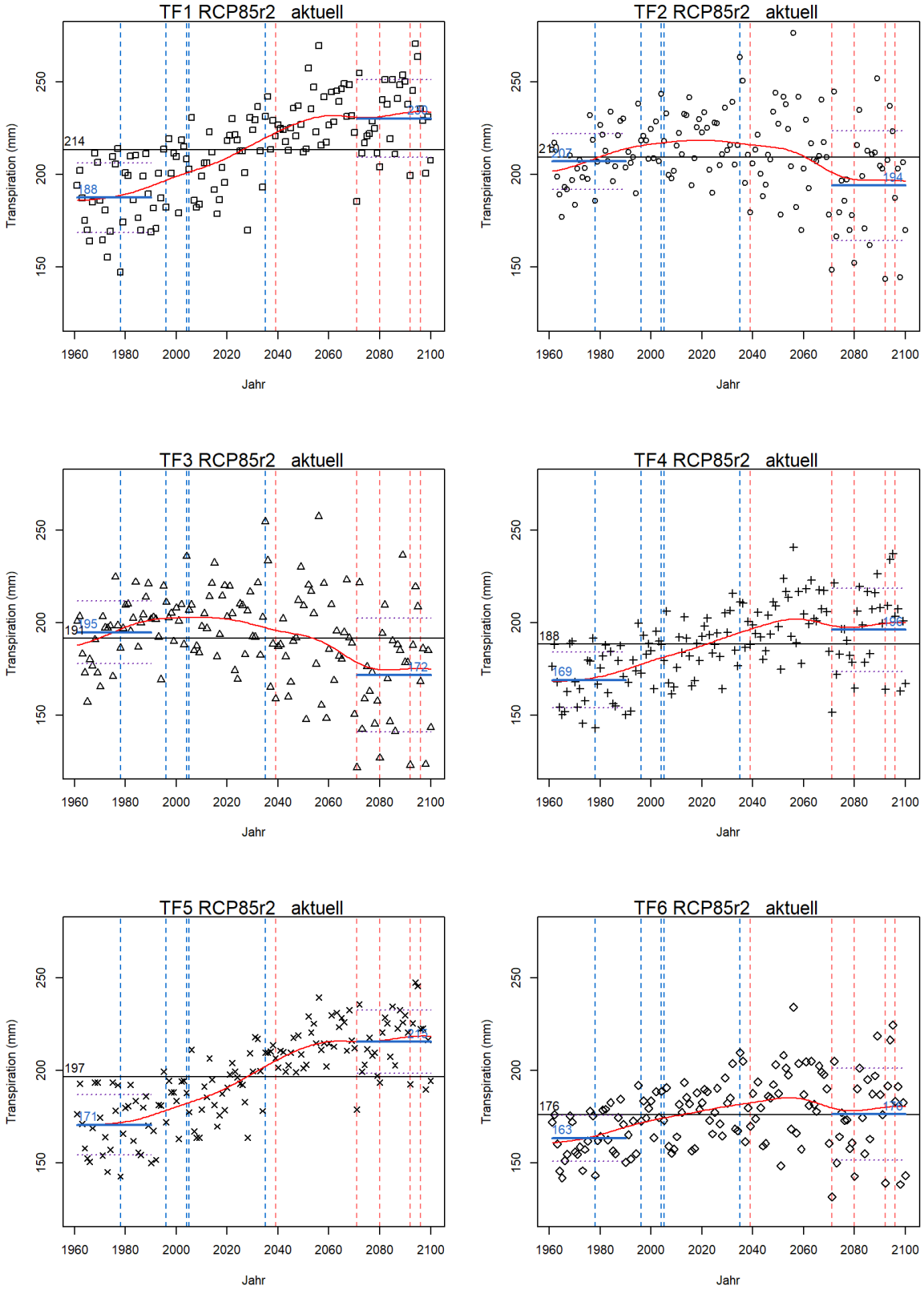



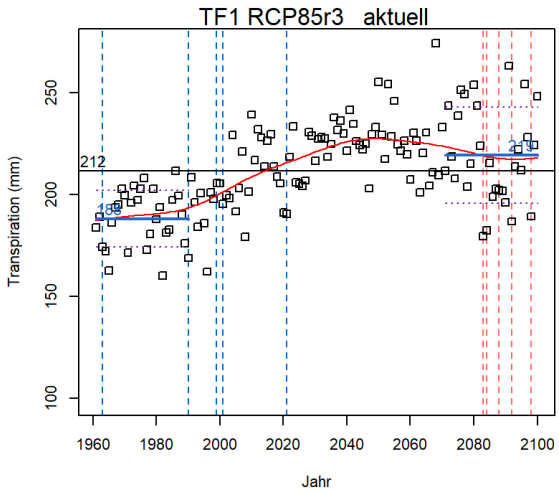

Szenario RCP2.6, Lauf 3

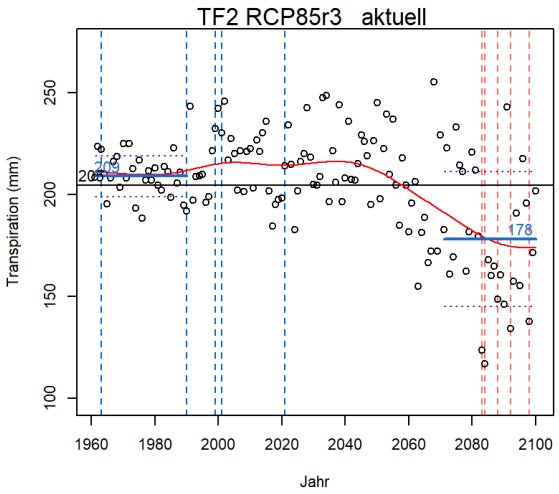


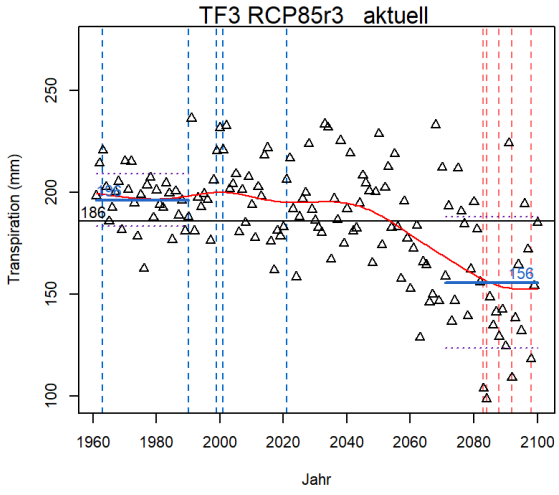

Szenario RCP8.5, Lauf 1

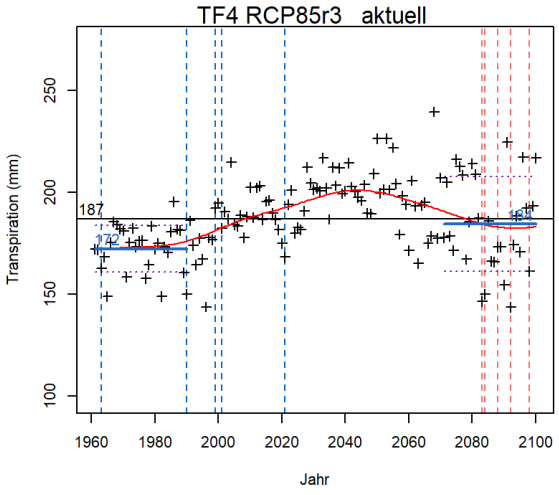


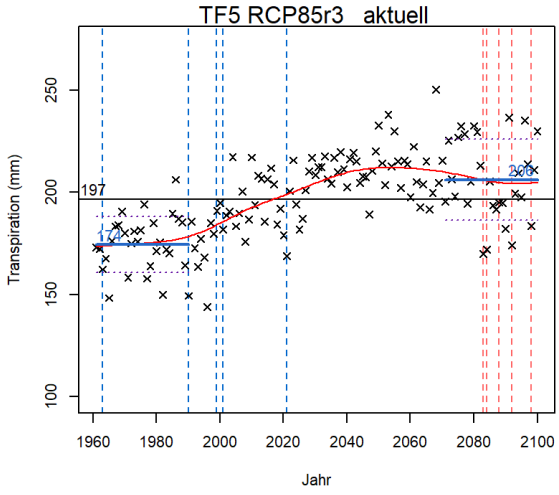

Szenario RCP8.5, Lauf 2

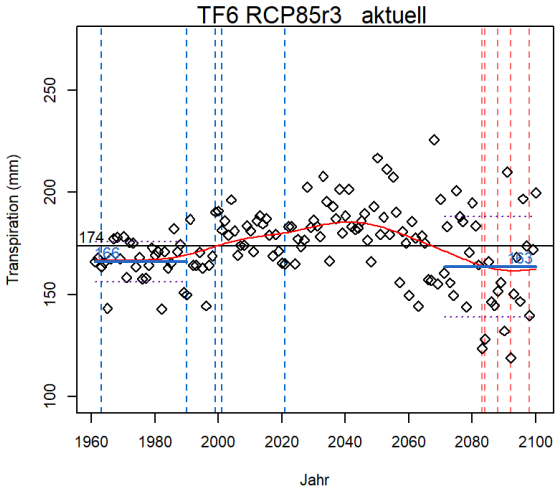


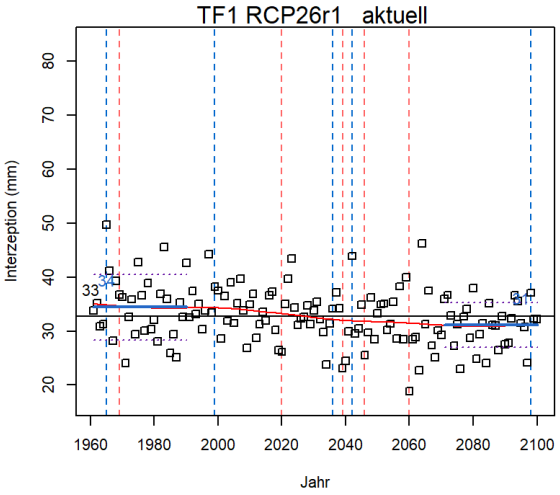



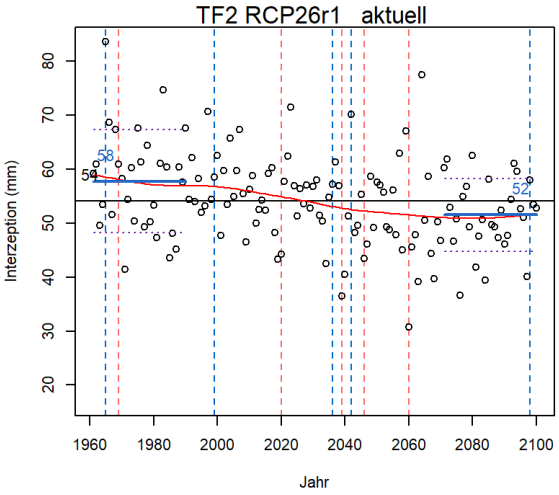



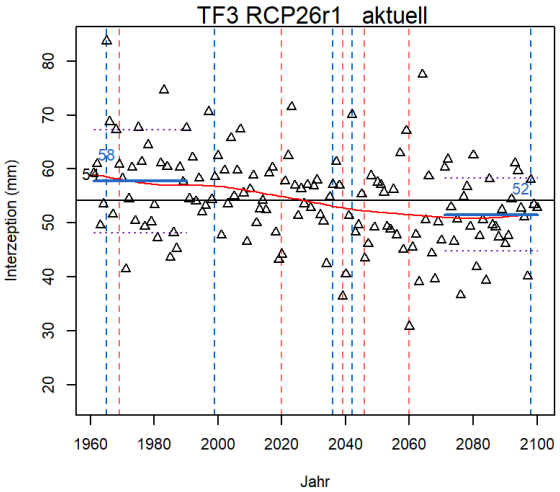



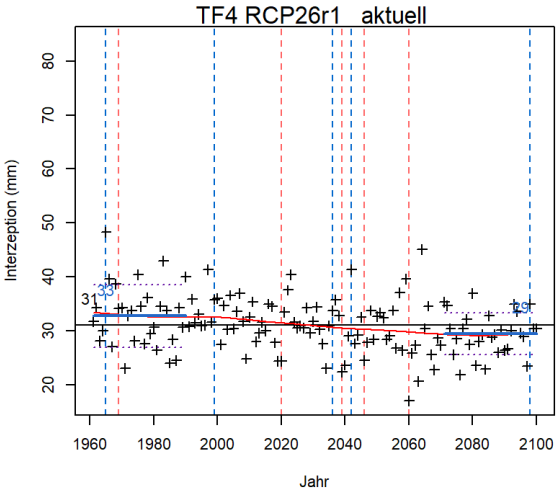

Szenario RCP8.5, Lauf 3

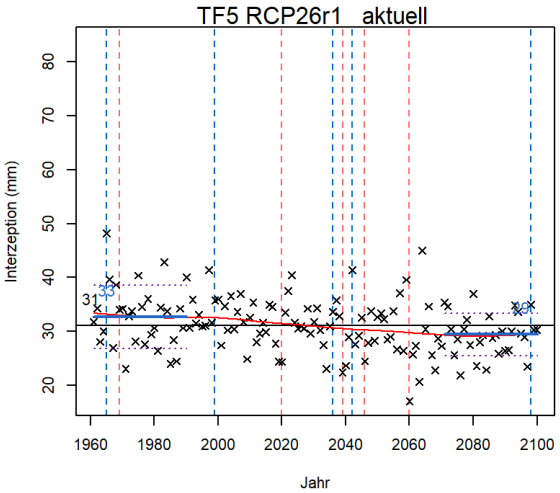
**Anlage 7: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.**

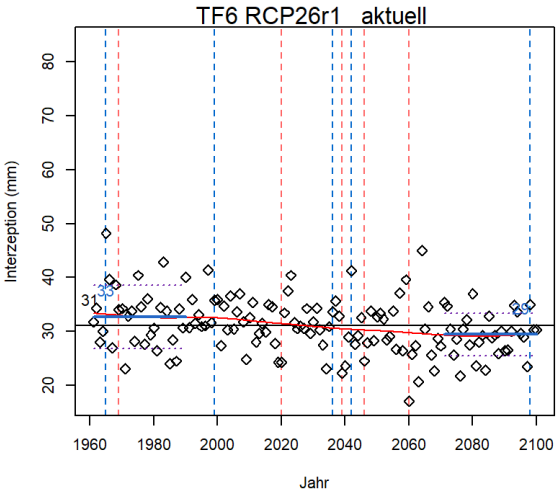


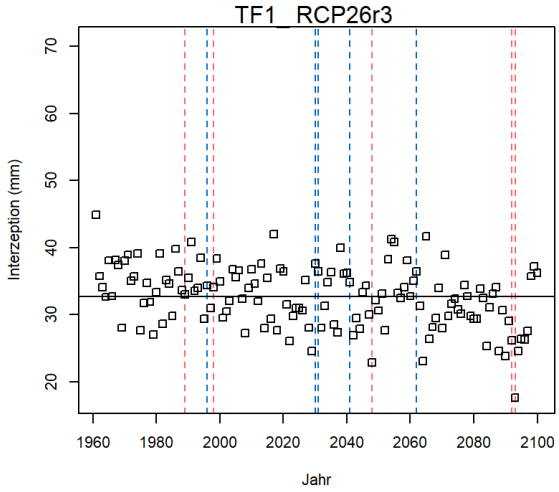



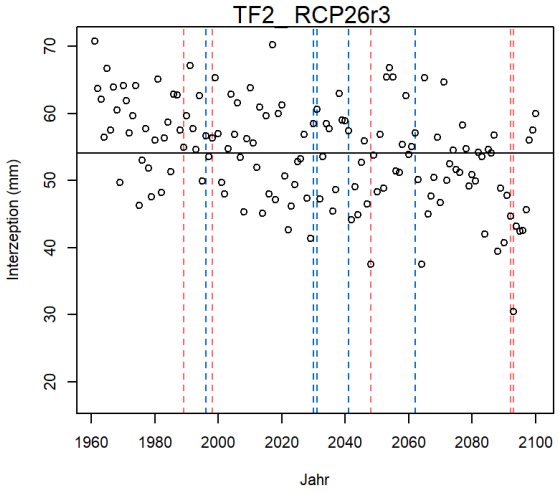



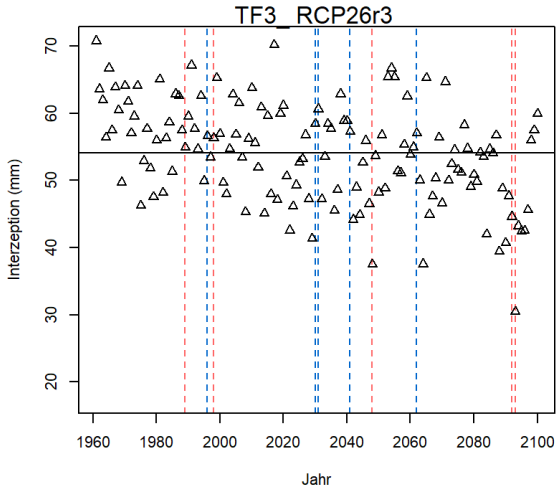



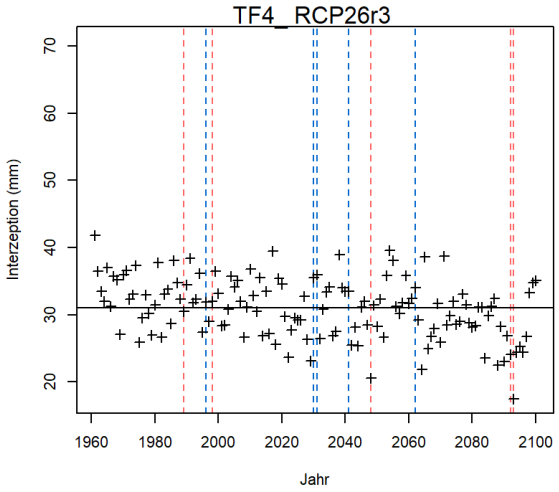



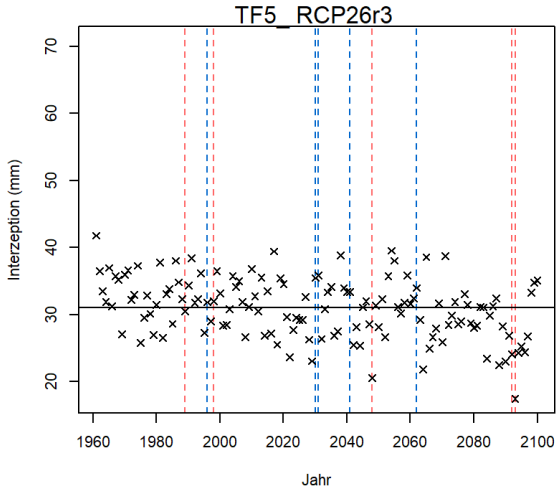

Szenario RCP2.6, Lauf 1

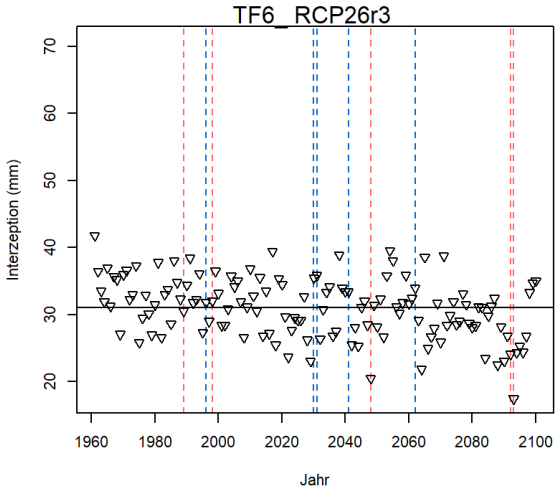


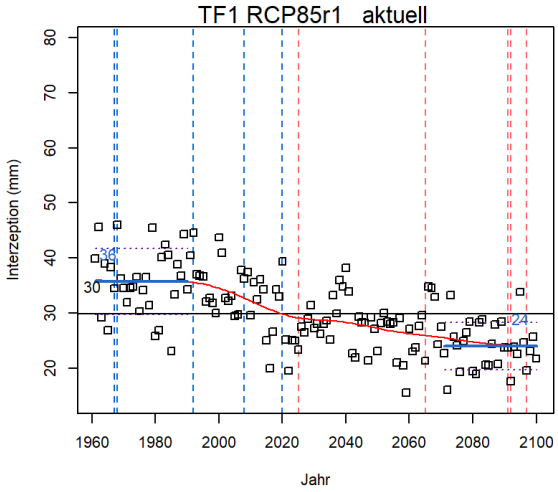



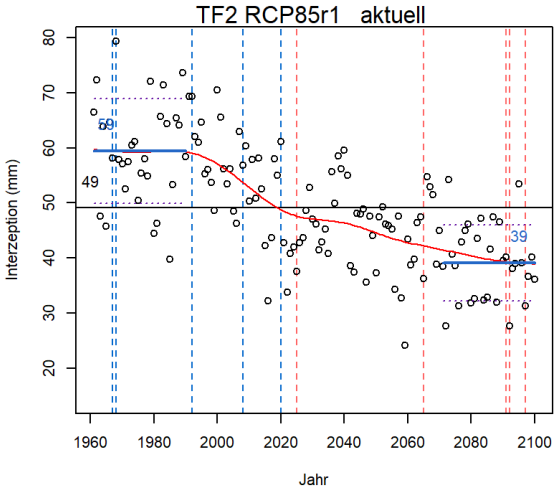



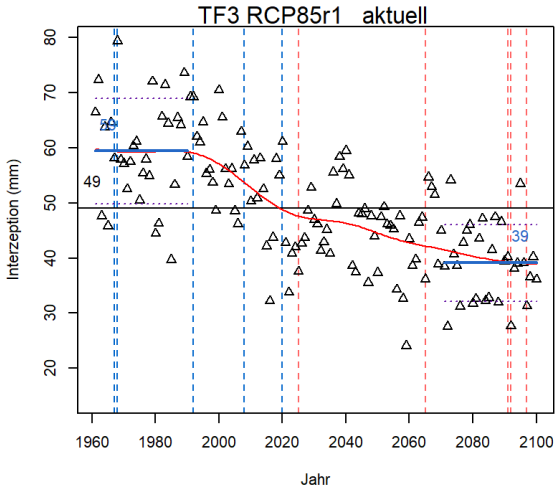



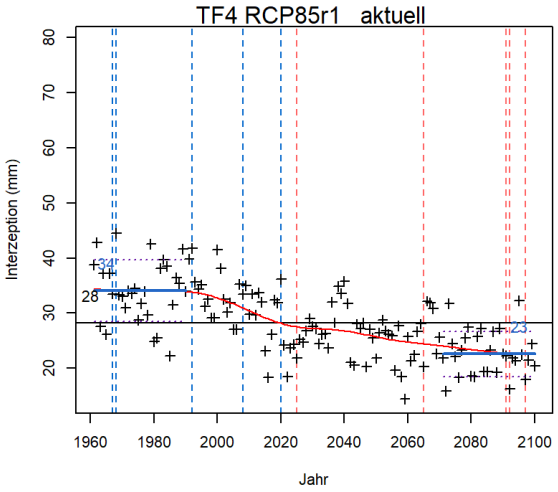



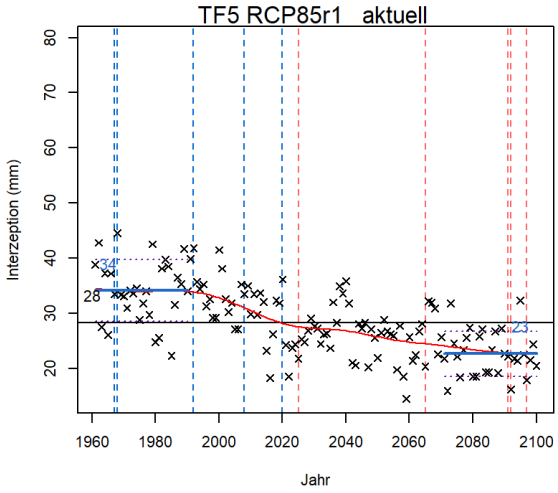

Szenario RCP2.6, Lauf 3

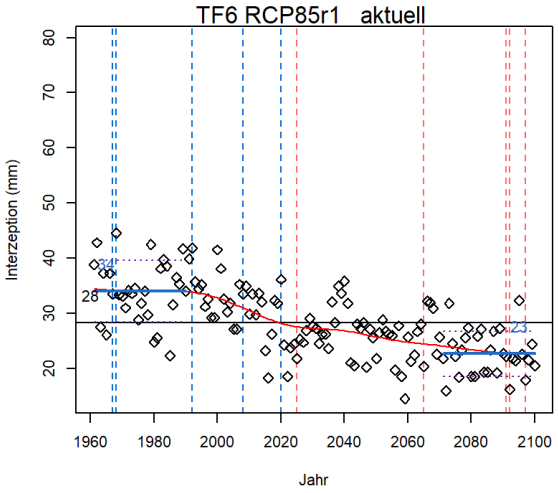


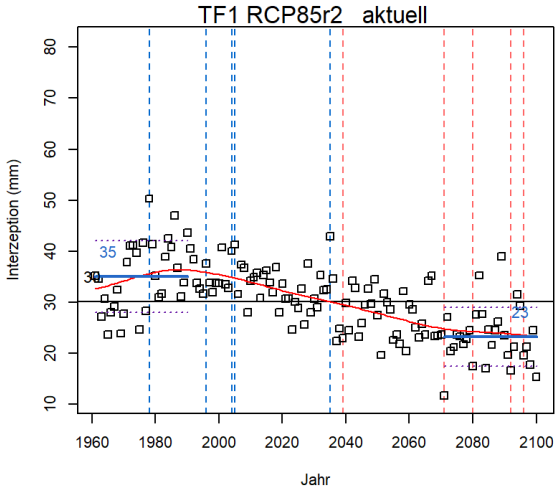



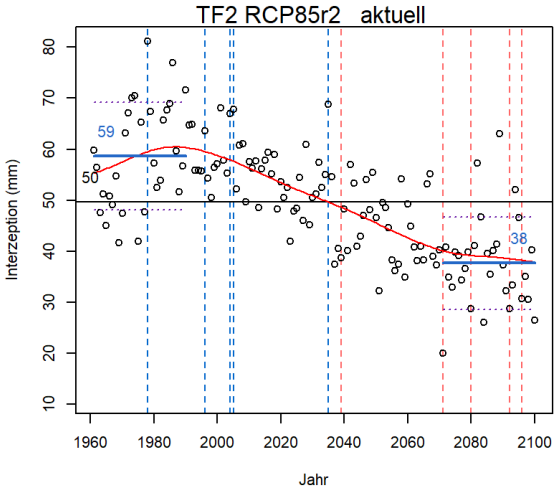



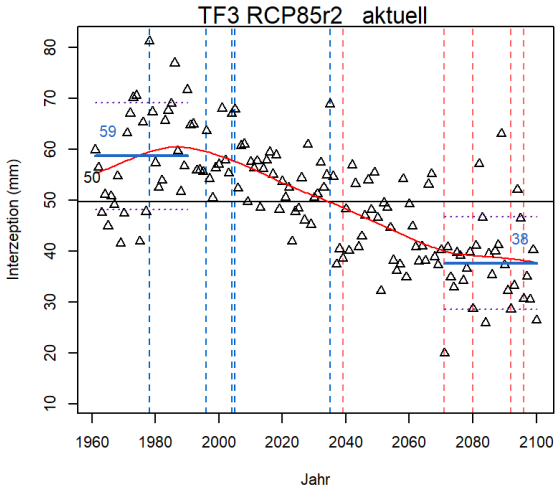



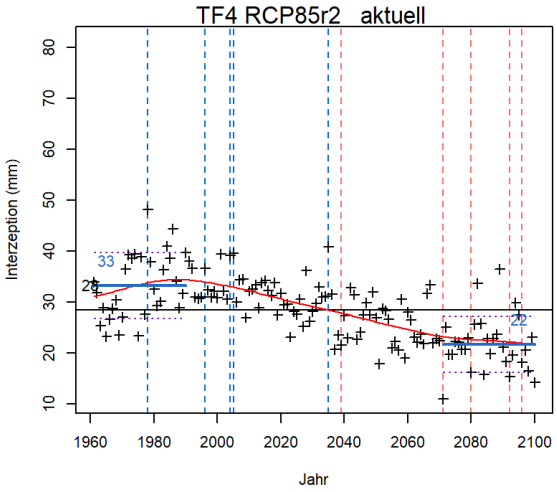



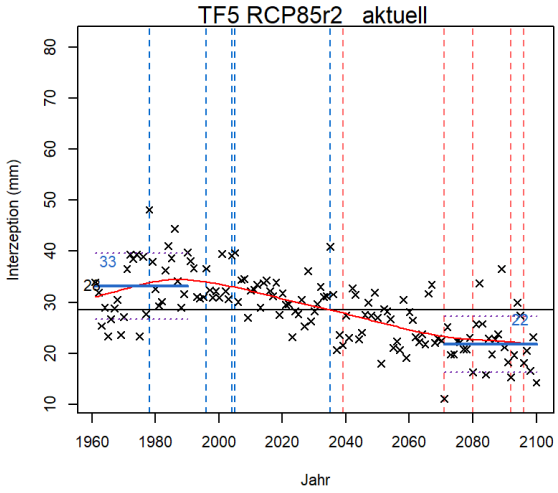

Szenario RCP8.5, Lauf 1

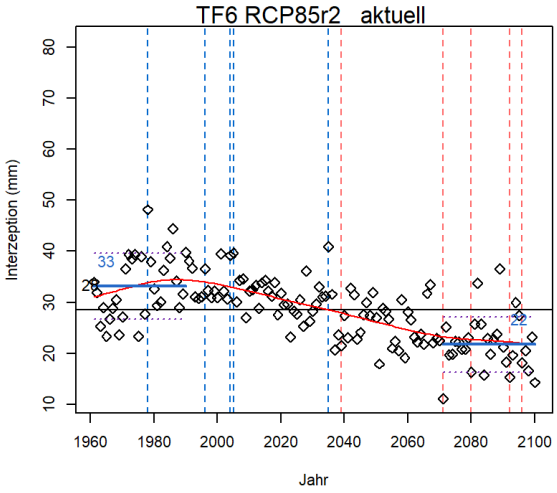


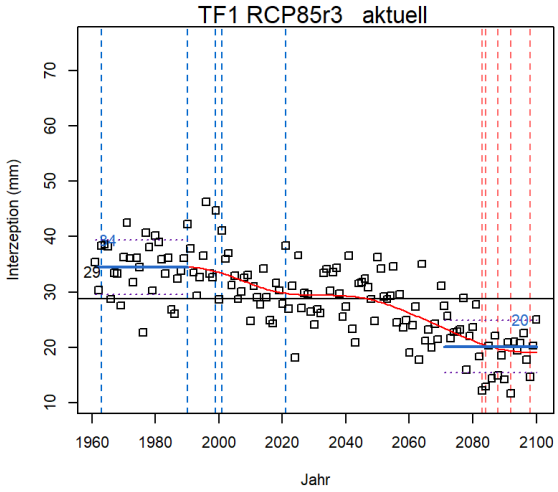



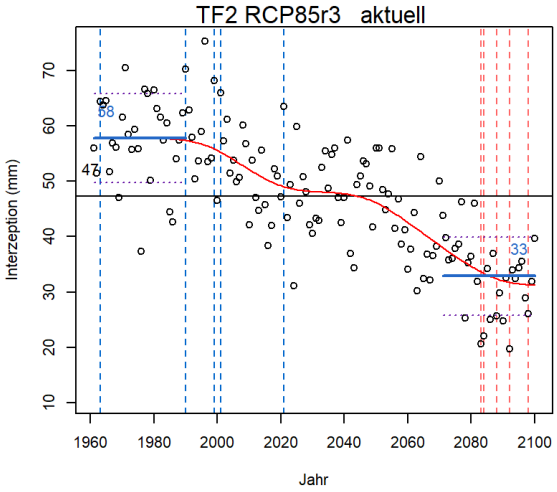



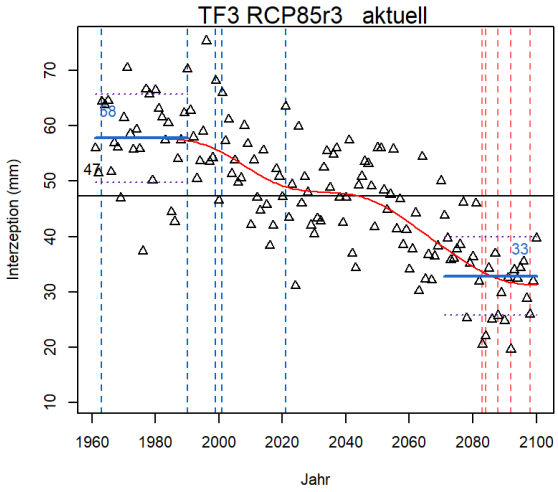



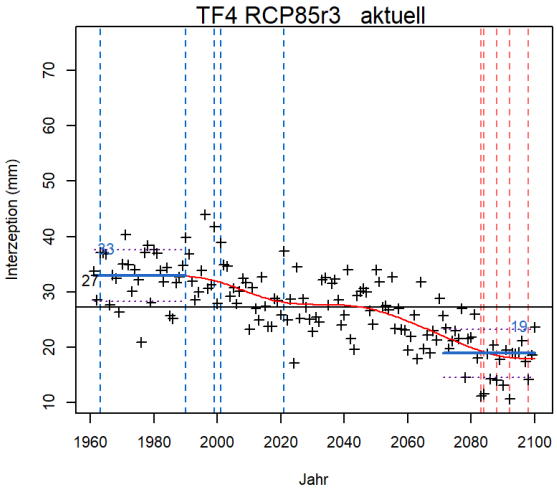



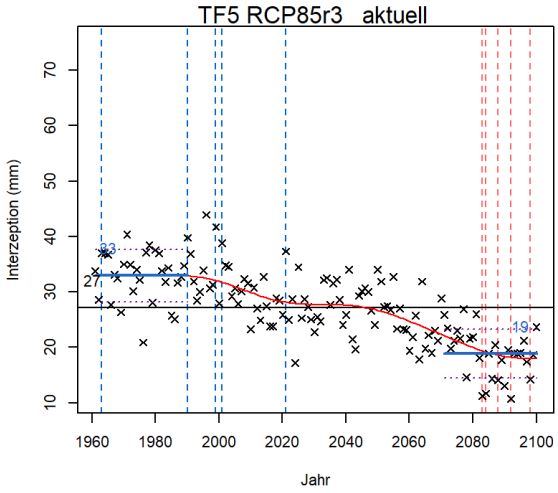

Szenario RCP8.5, Lauf 2

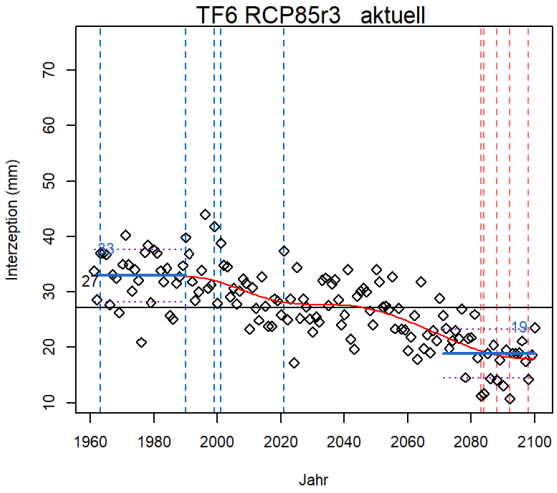


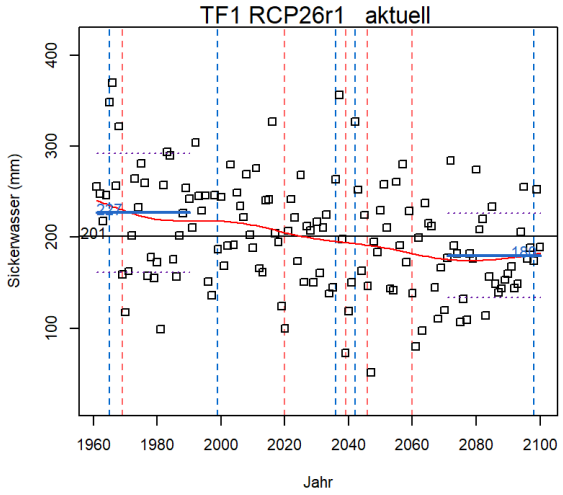



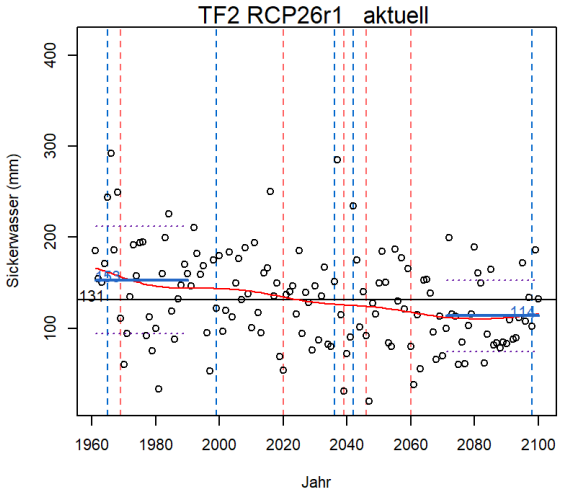



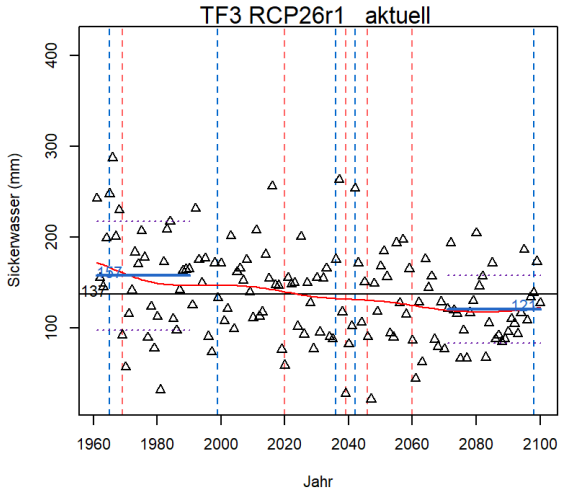



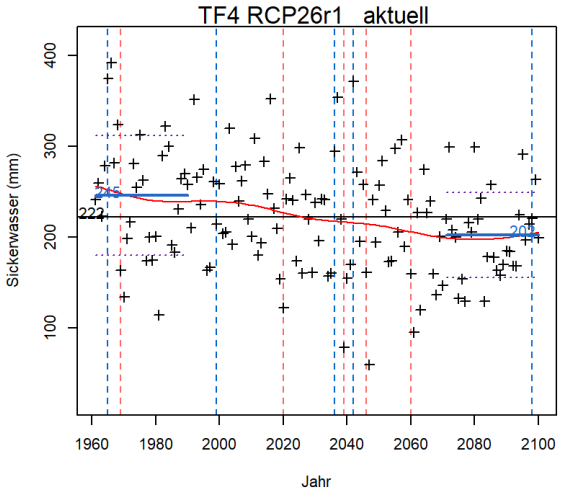

Szenario RCP8.5, Lauf 3

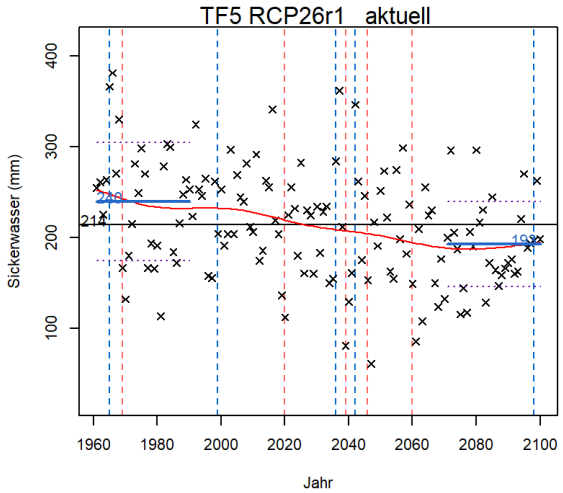
**Anlage 8: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Nochten.**

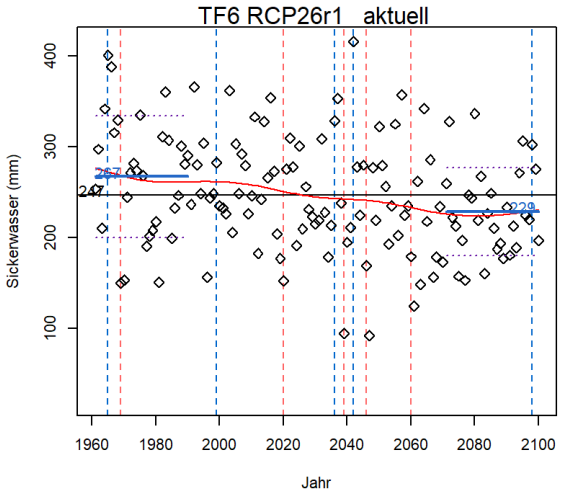


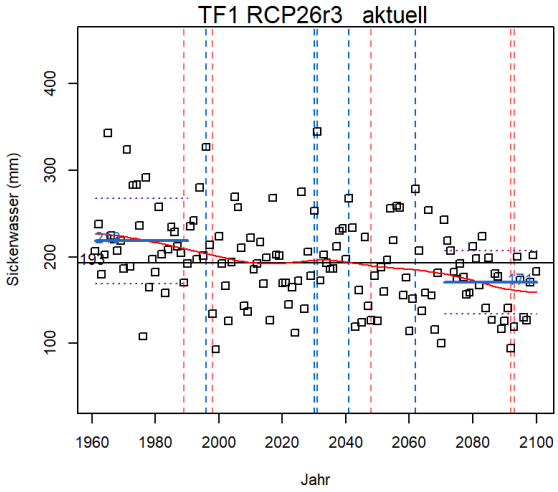



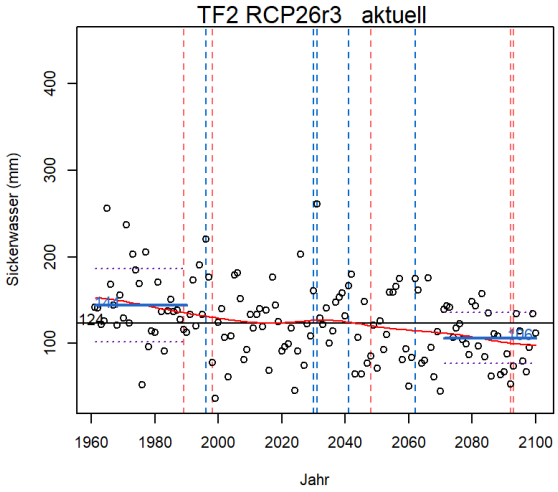



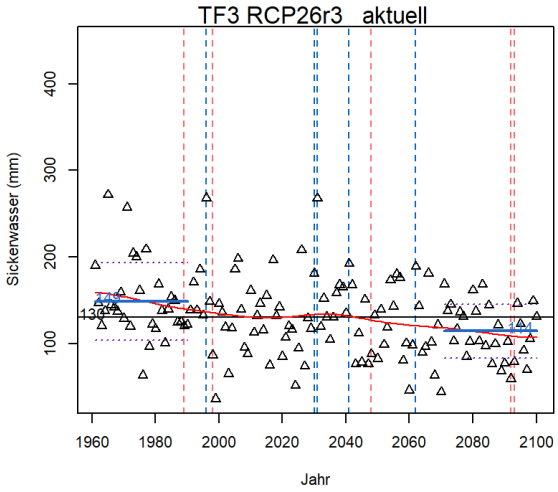



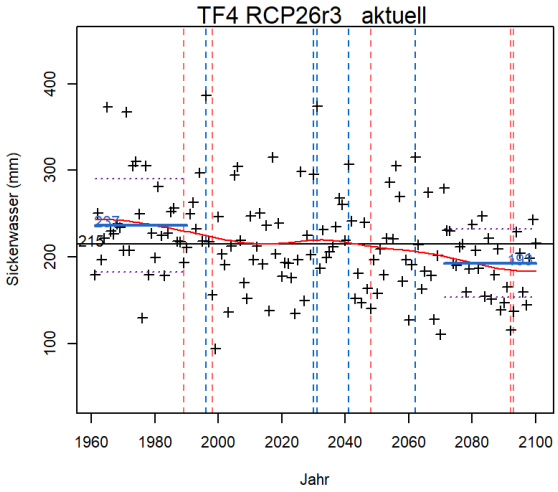



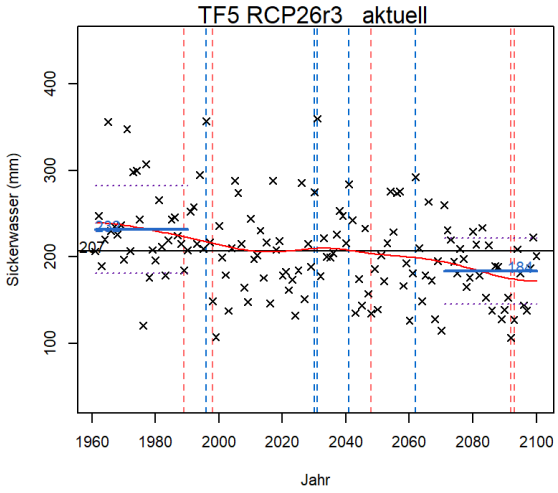

Szenario RCP2.6, Lauf 1

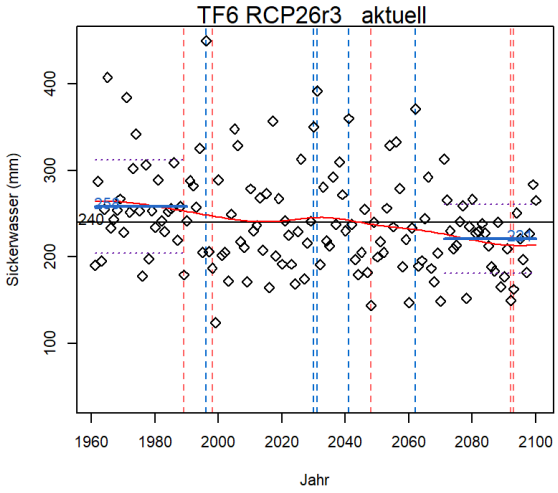


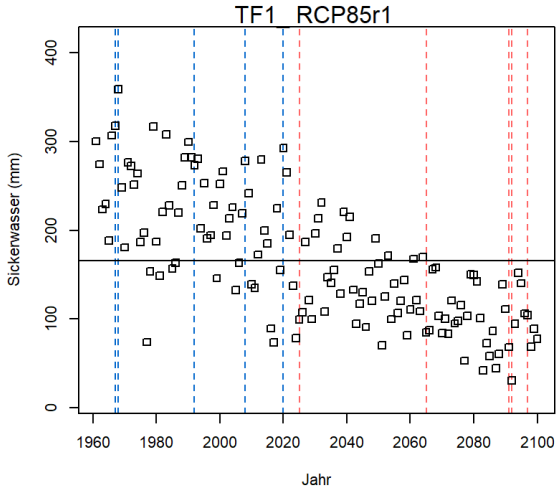



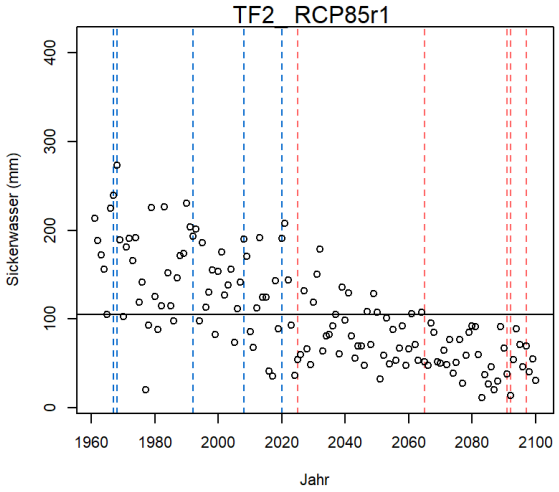



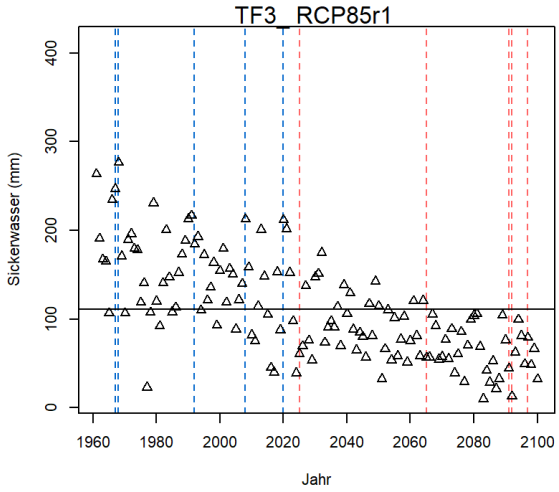



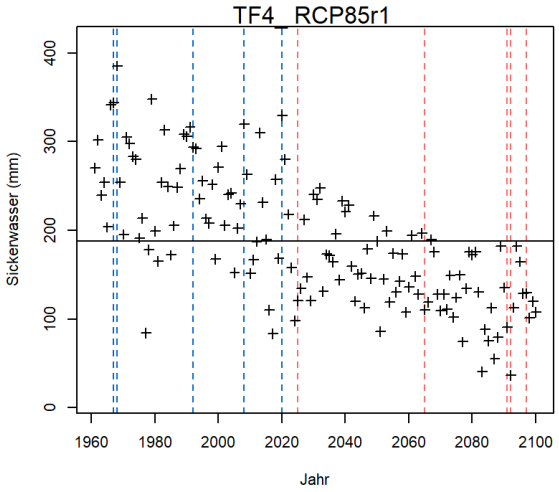



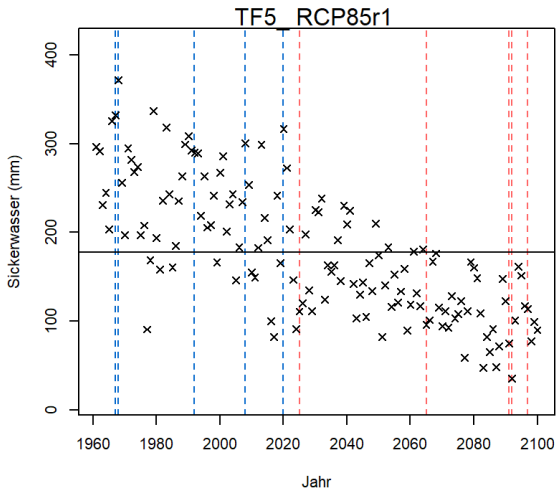

Szenario RCP2.6, Lauf 3

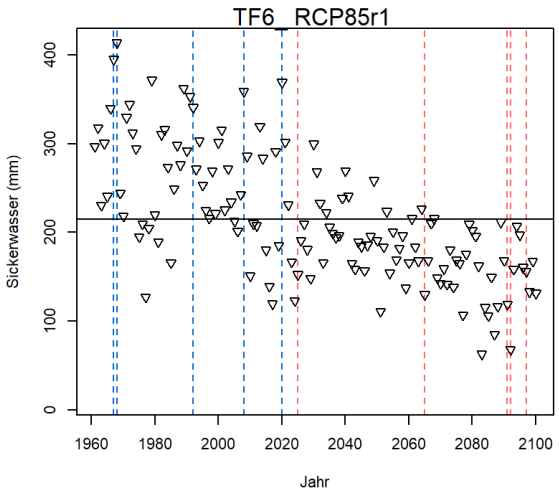


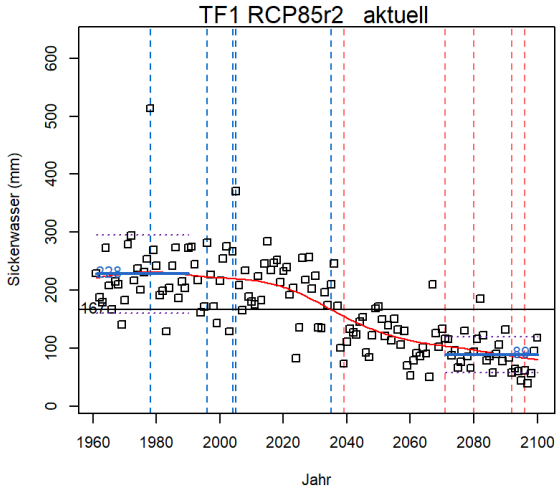



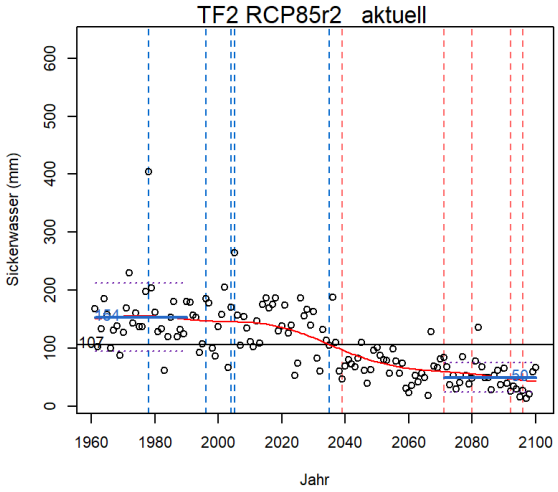



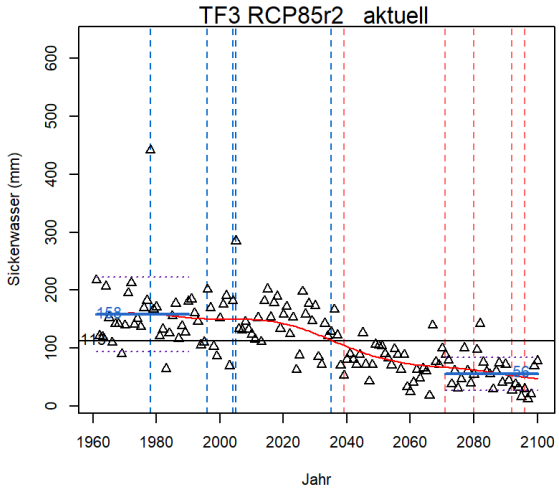



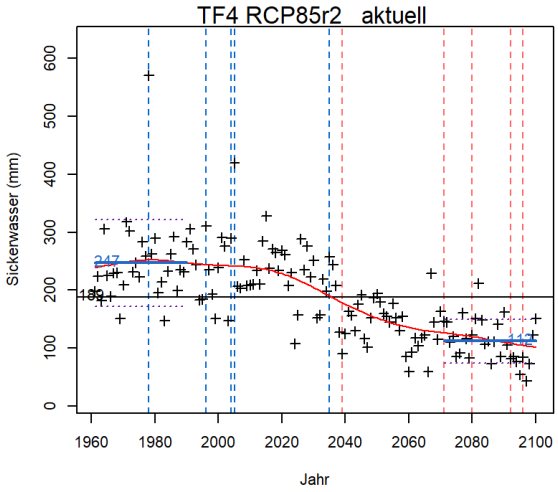



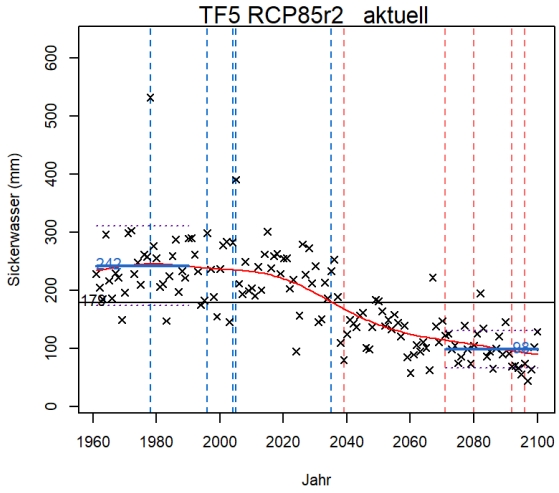

Szenario RCP8.5, Lauf 1

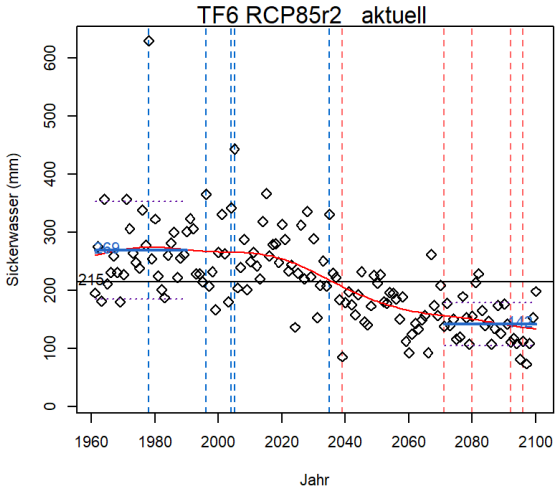


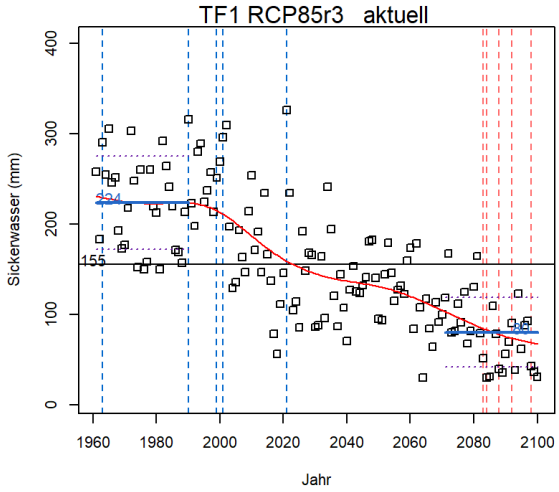



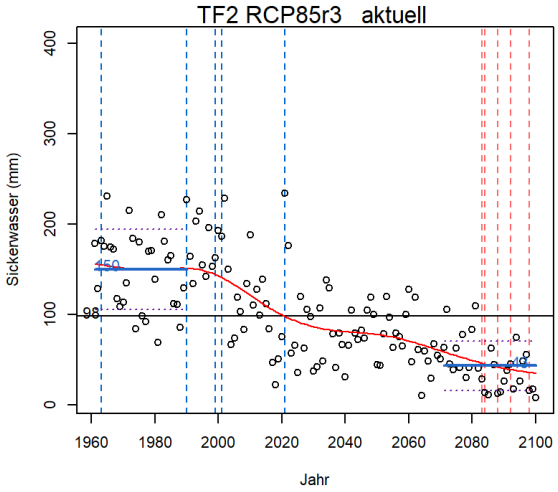



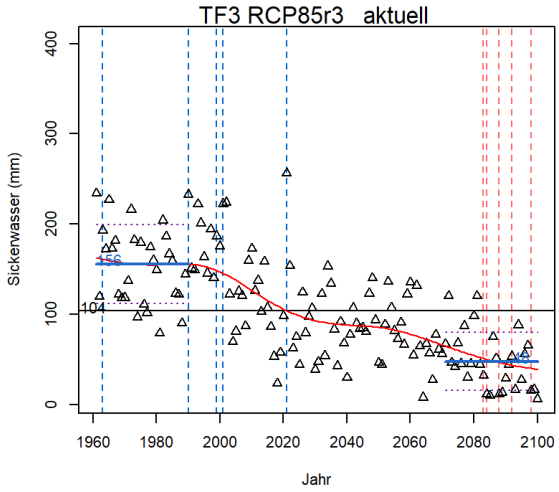



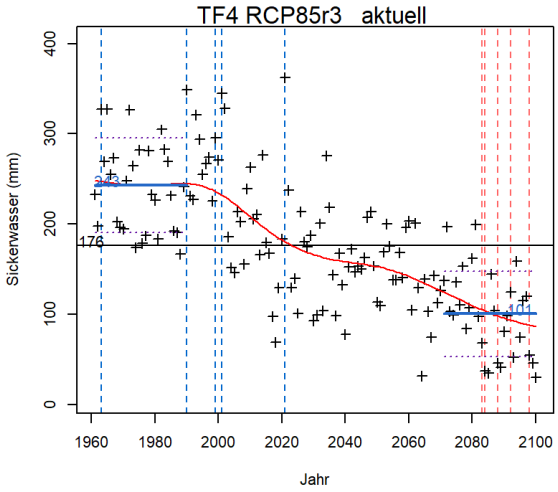



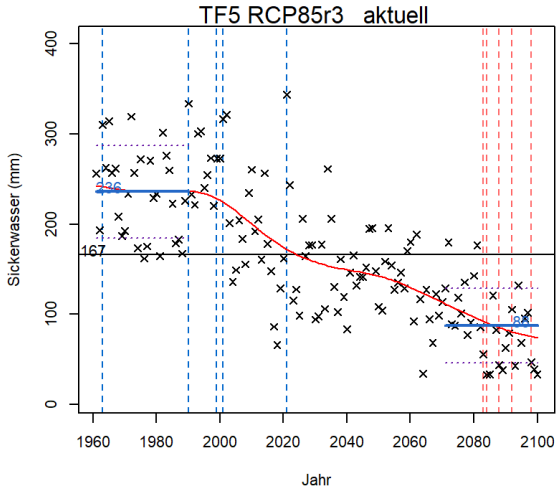

Szenario RCP8.5, Lauf 2

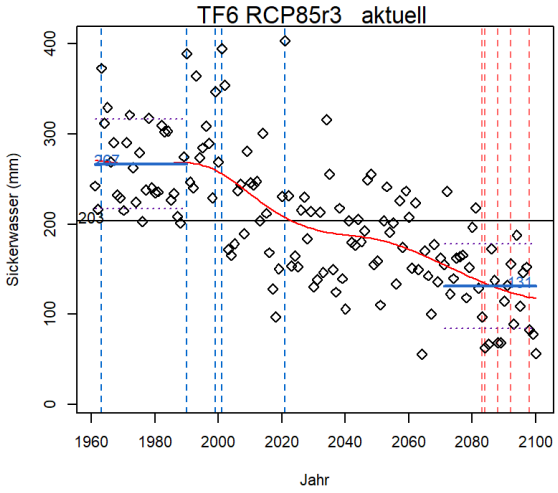


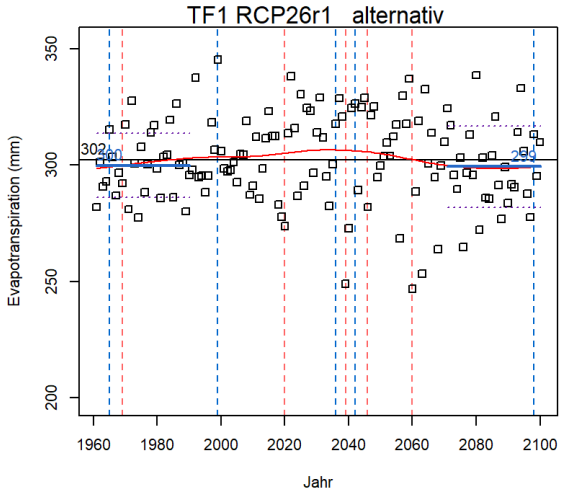



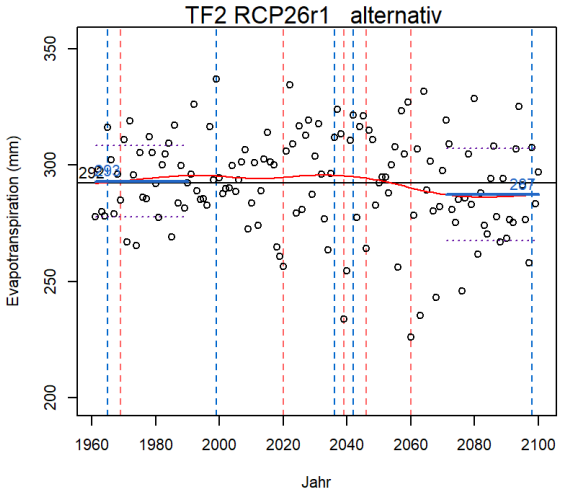



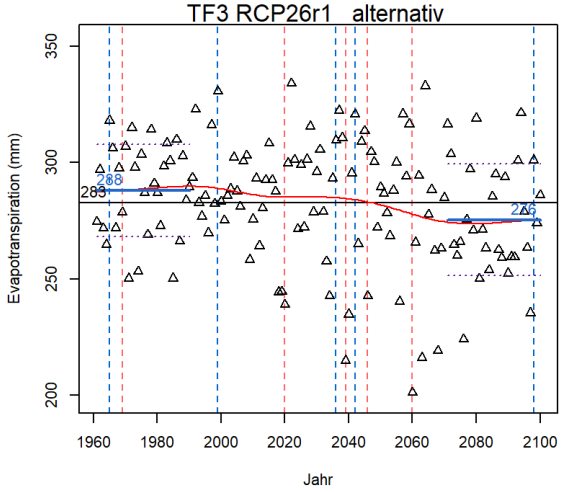



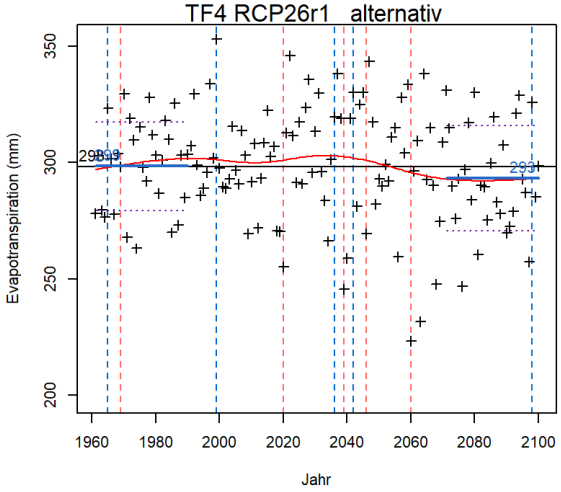

Szenario RCP8.5, Lauf 3

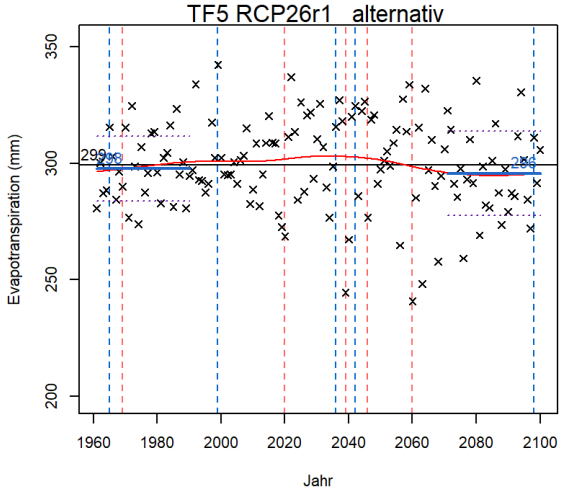
**Anlage 9: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.**

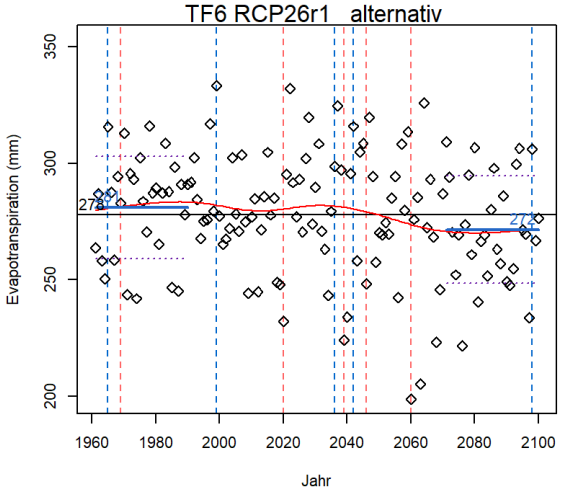


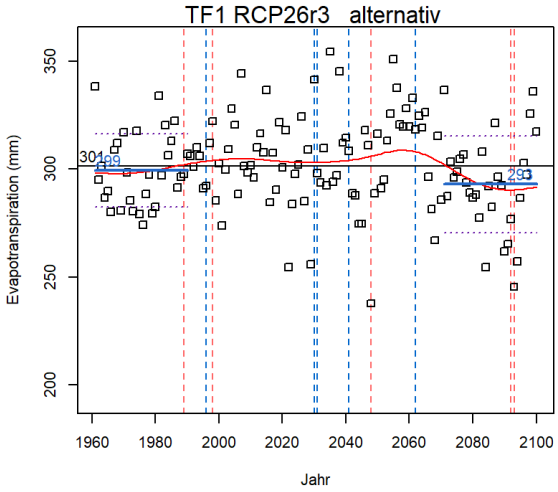



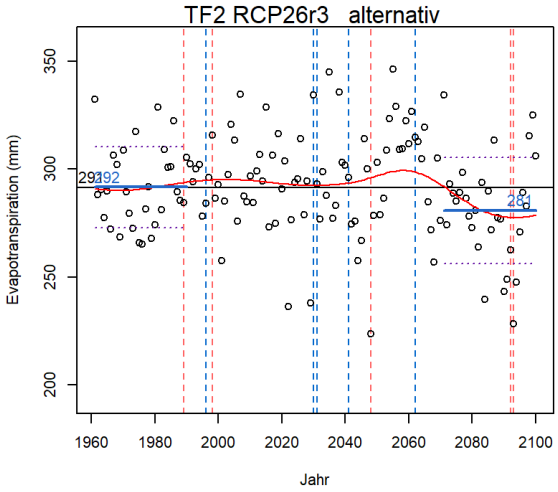



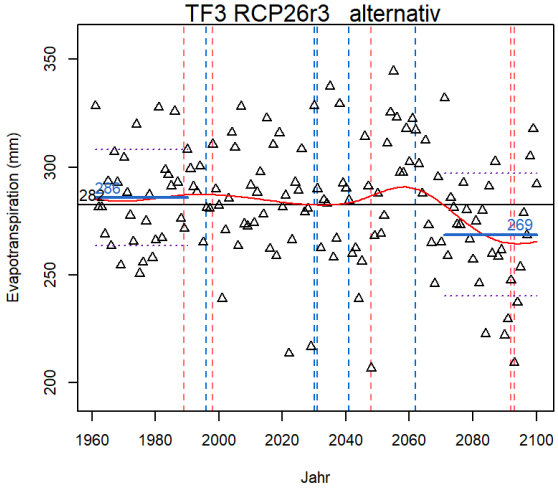



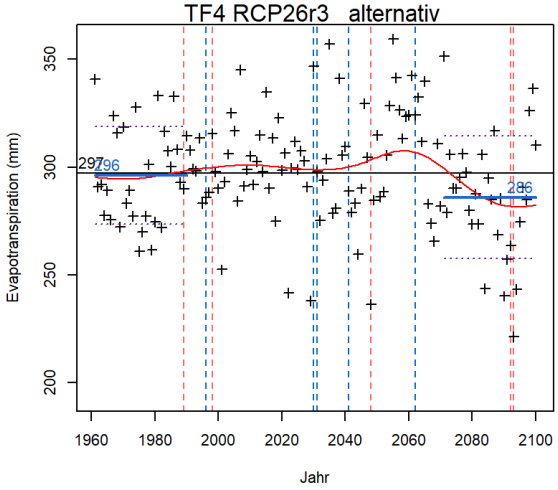



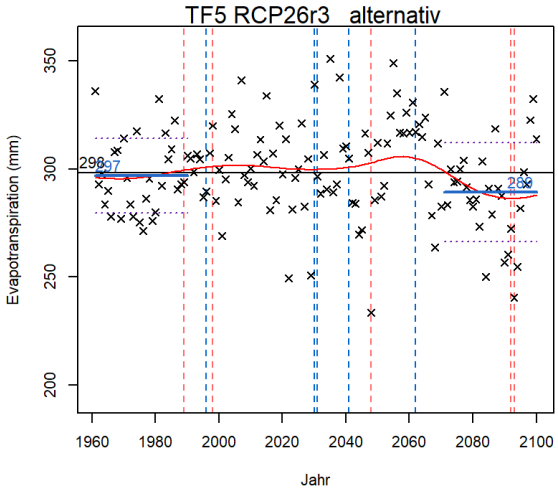

Szenario RCP2.6, Lauf 1

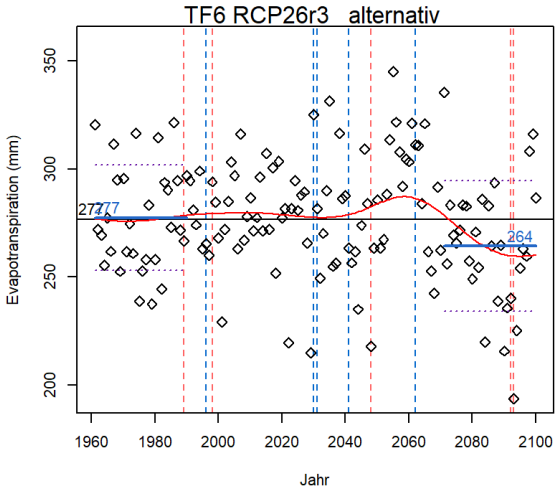


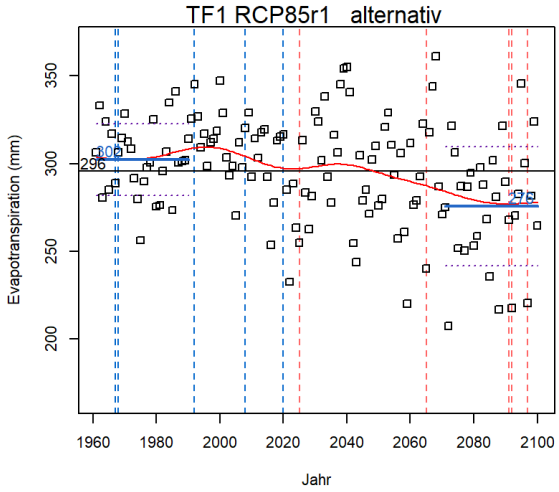



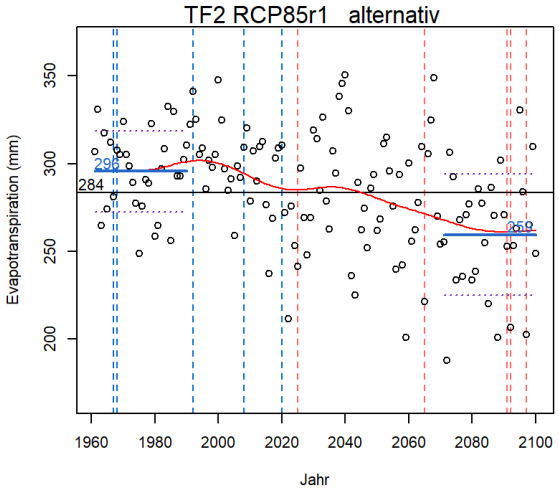



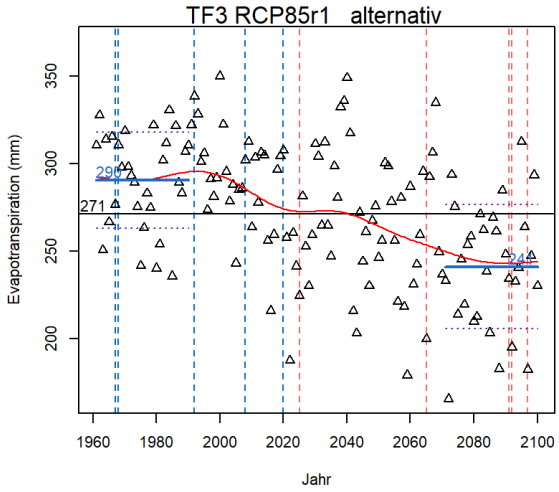



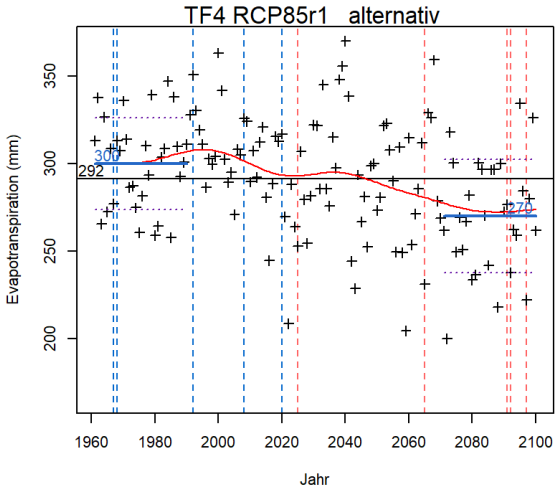



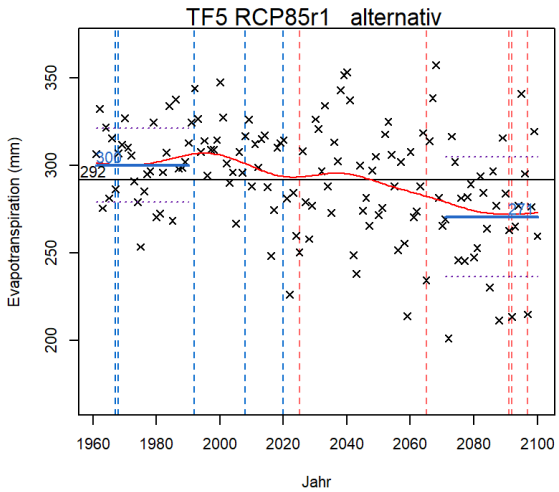

Szenario RCP2.6, Lauf 3

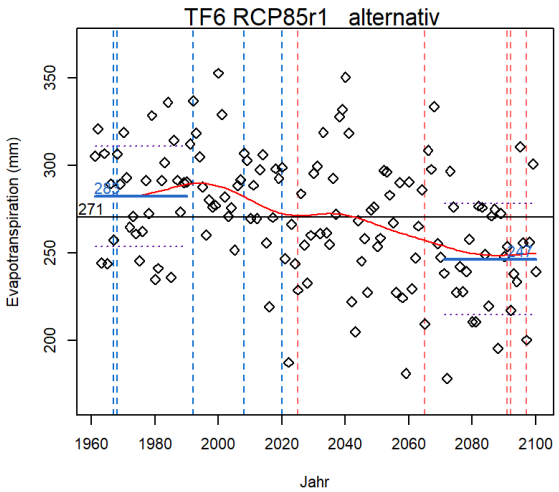


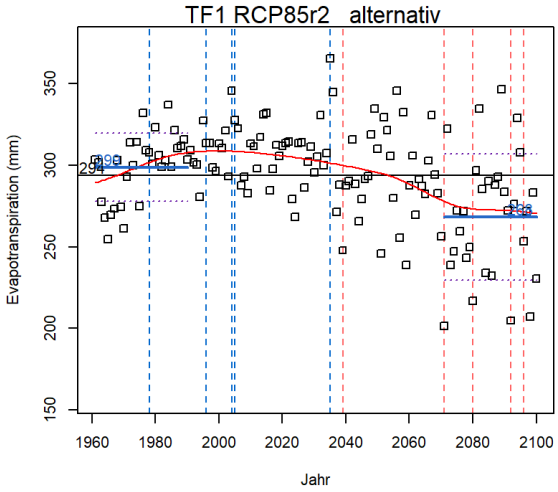



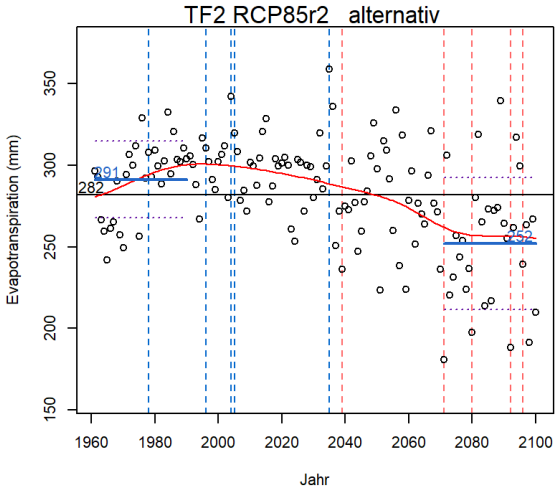



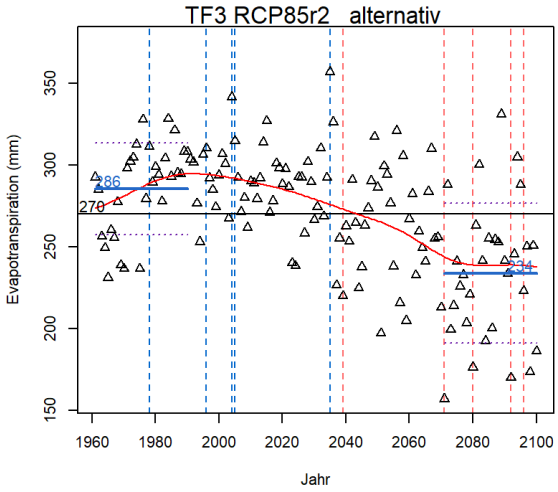



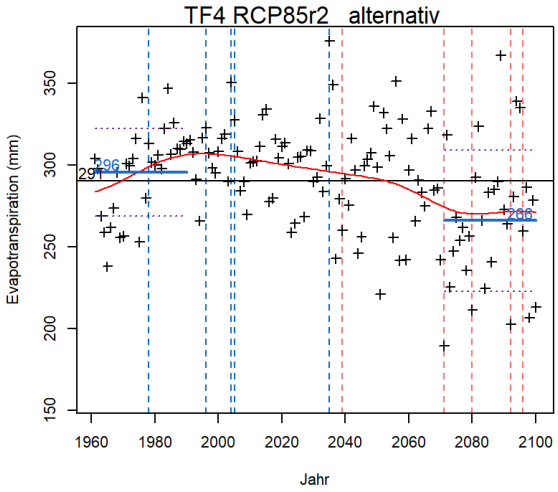



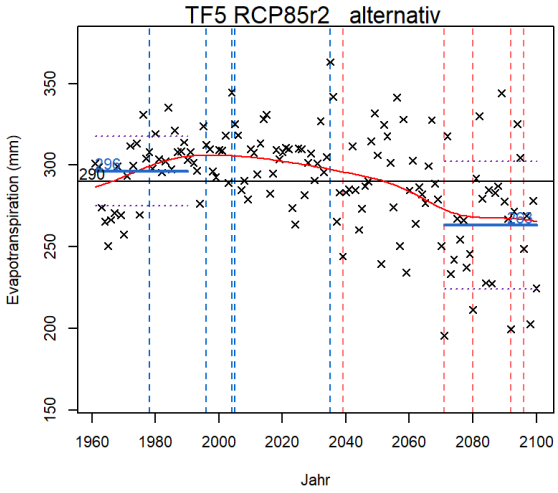

Szenario RCP8.5, Lauf 1

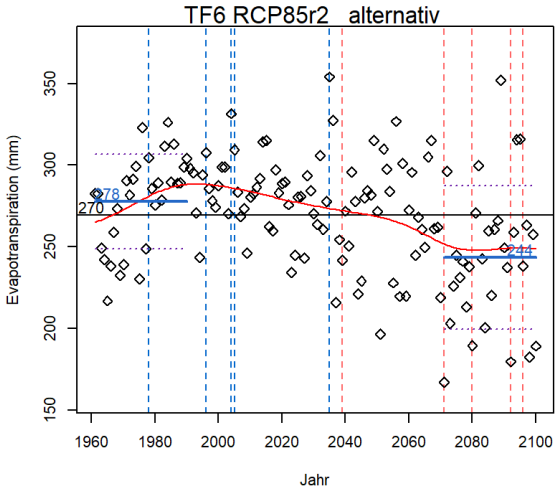


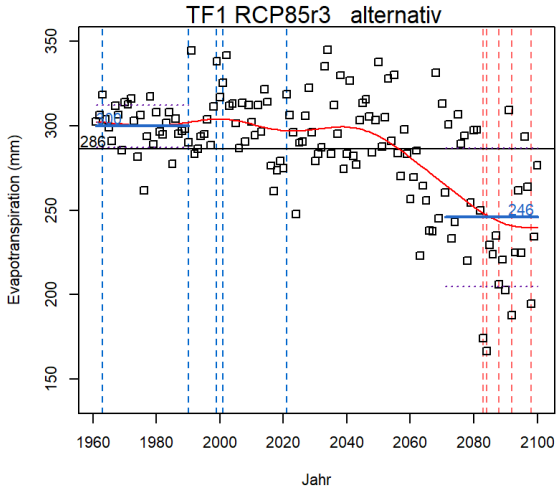



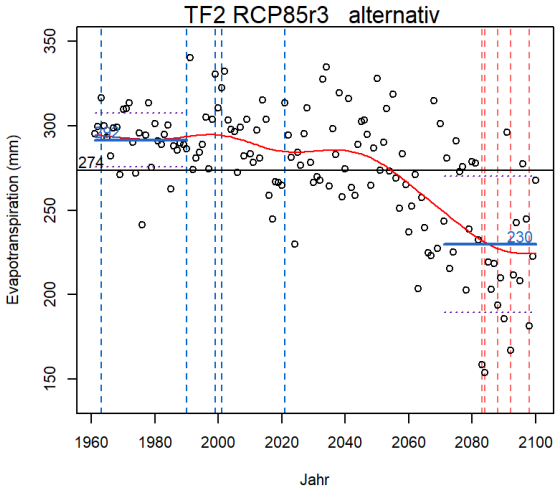



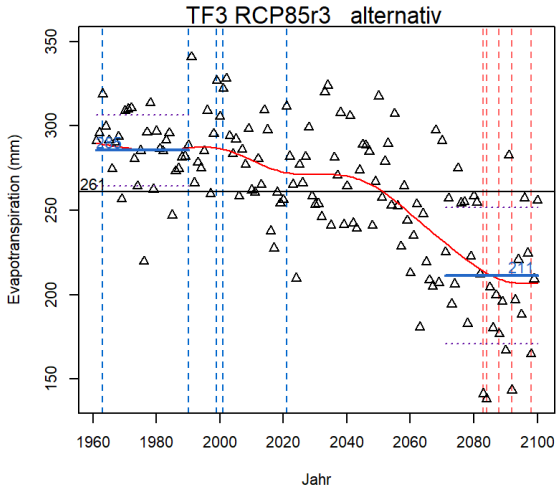



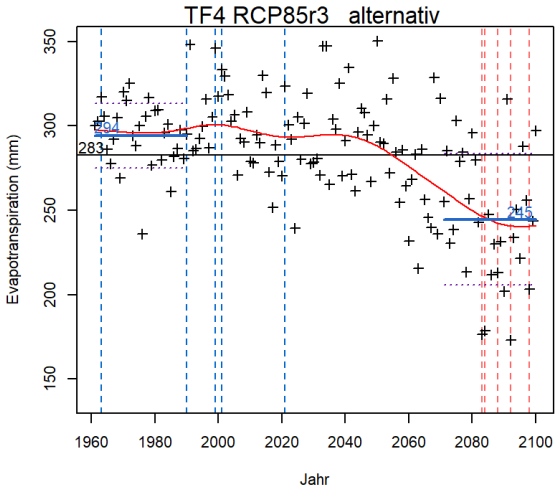



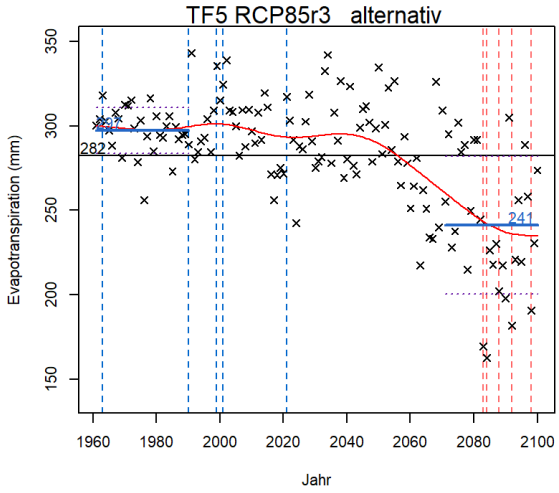

Szenario RCP8.5, Lauf 2

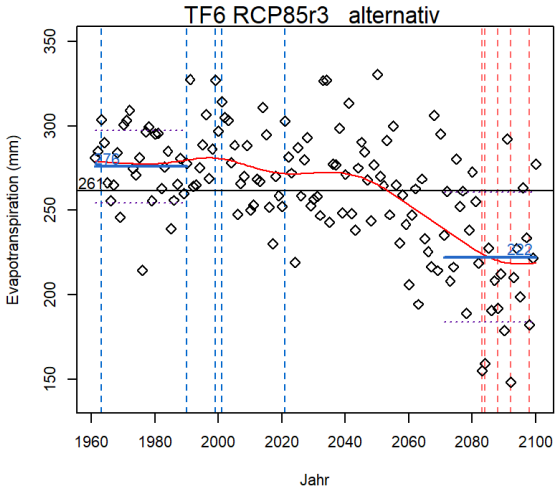


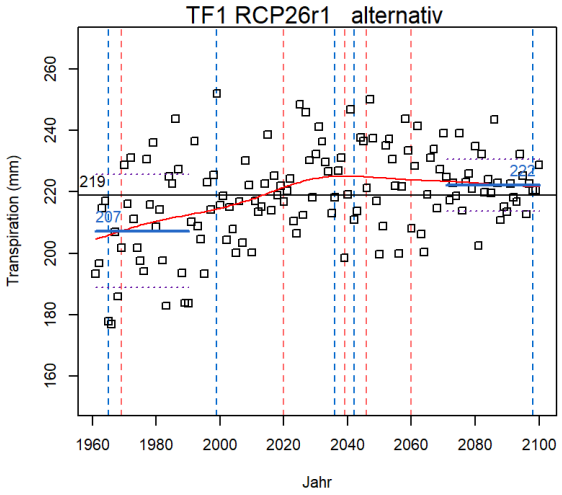



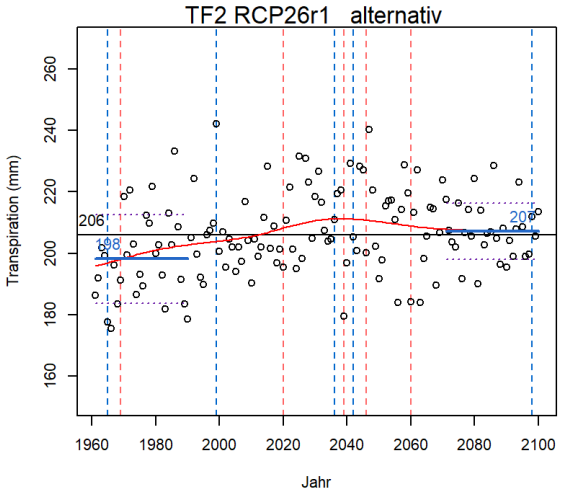



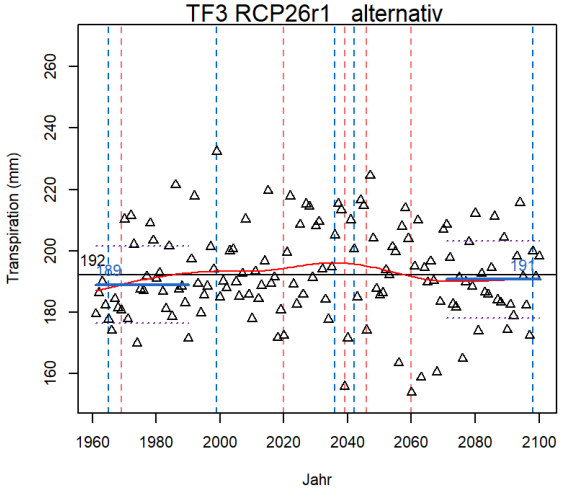



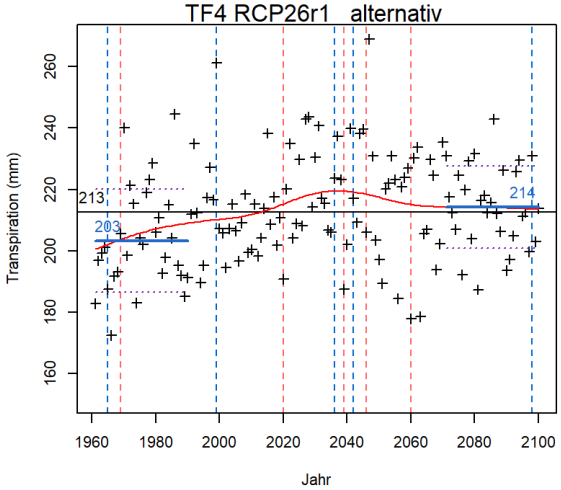

Szenario RCP8.5, Lauf 3

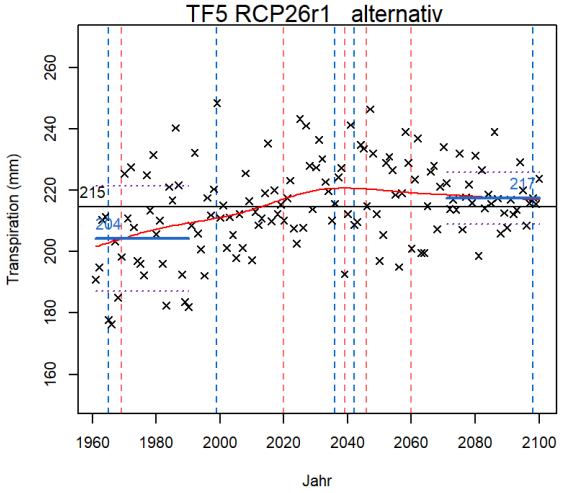
**Anlage 10: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.**

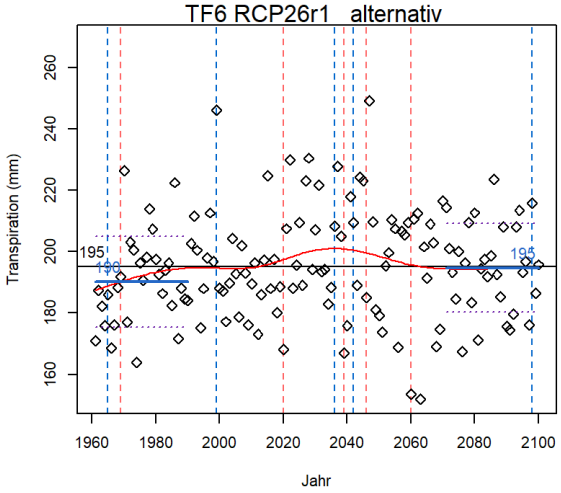


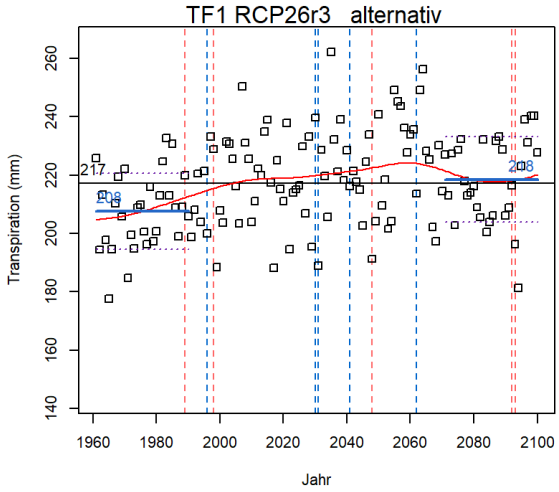



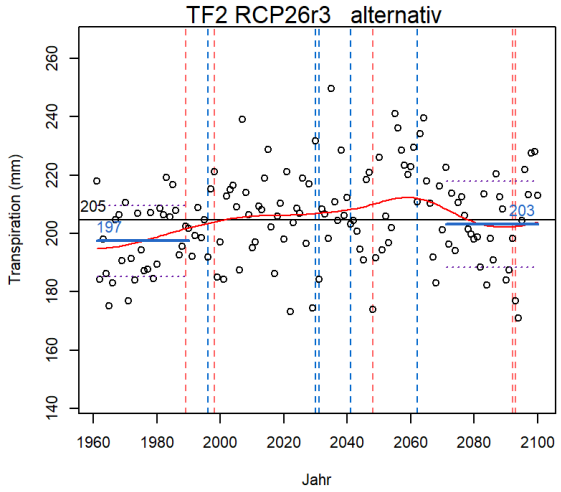



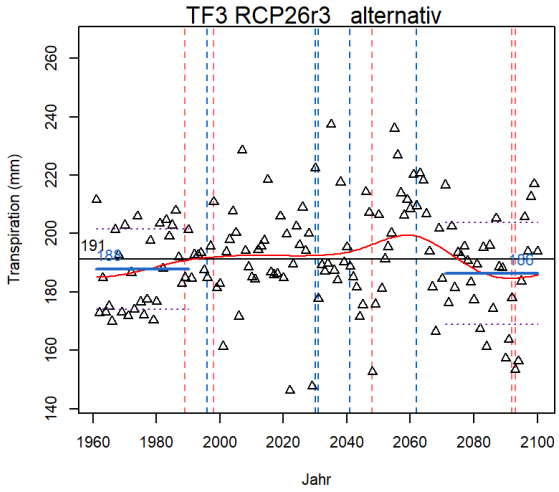



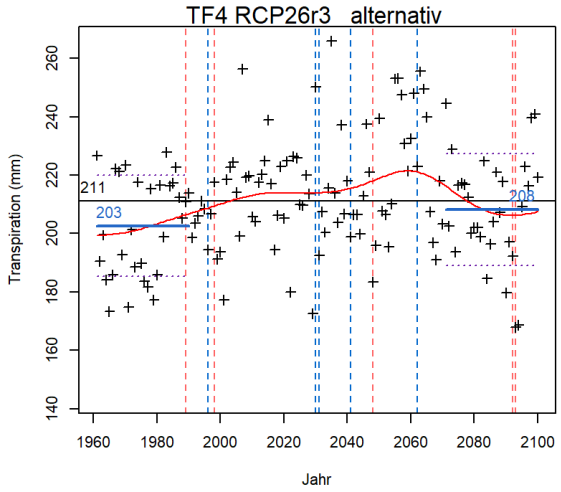



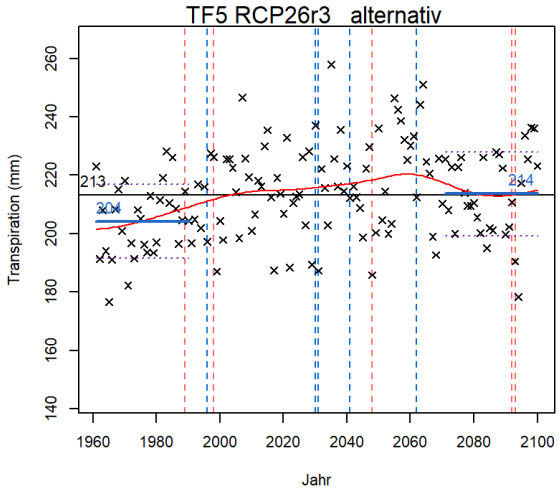

Szenario RCP2.6, Lauf 1

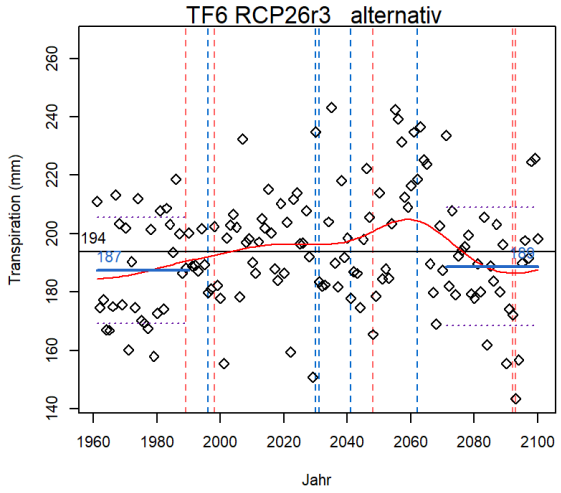


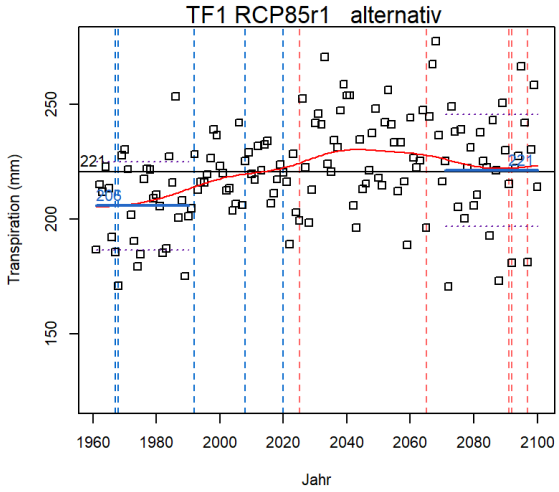



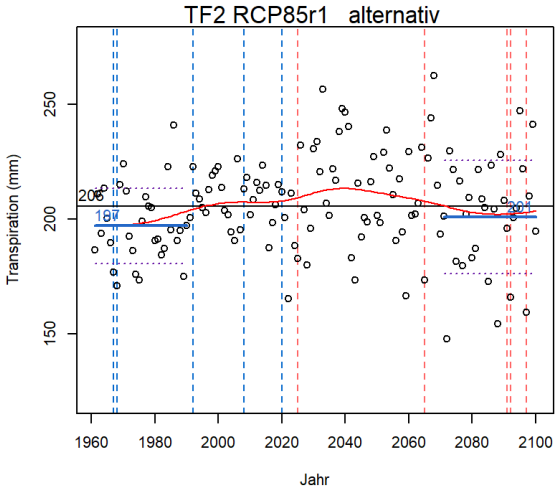



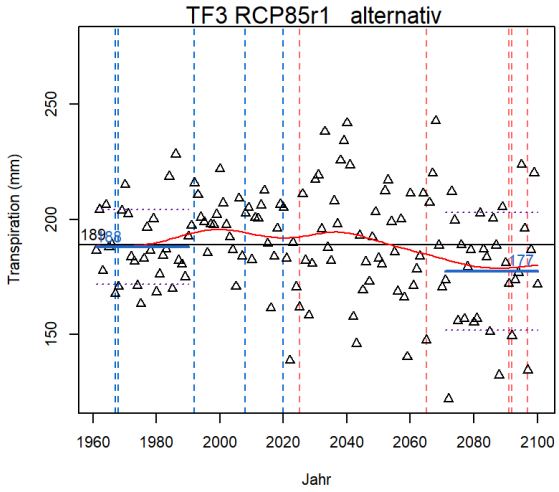



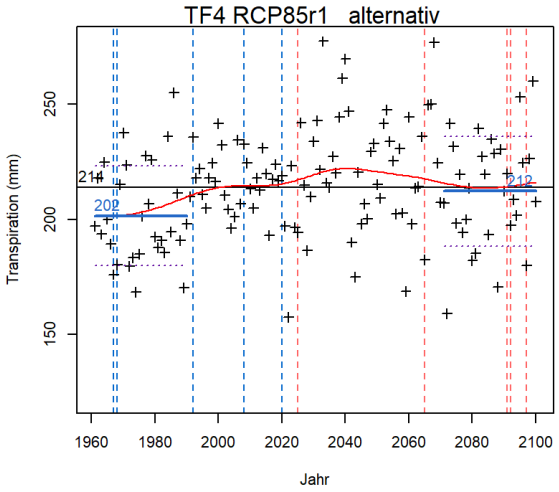



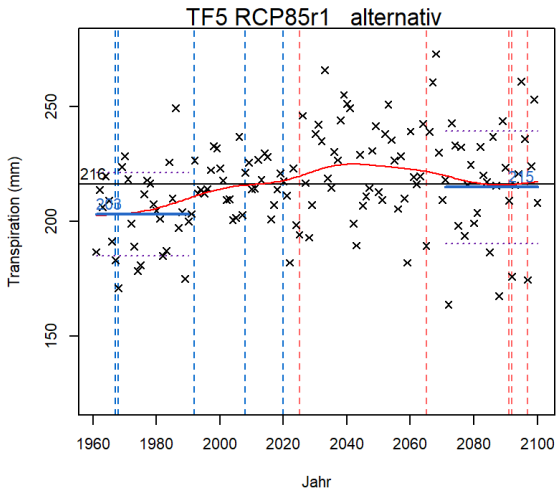

Szenario RCP2.6, Lauf 3

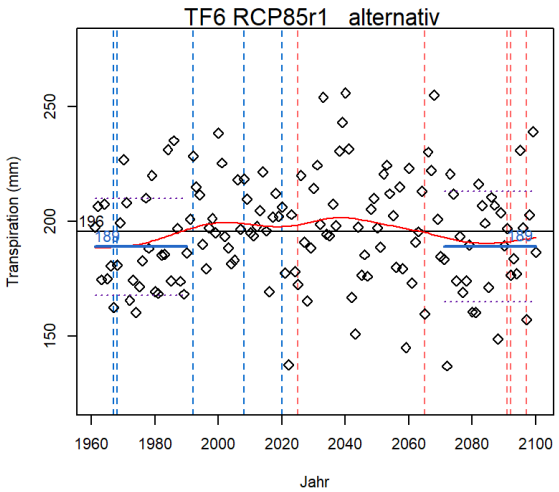


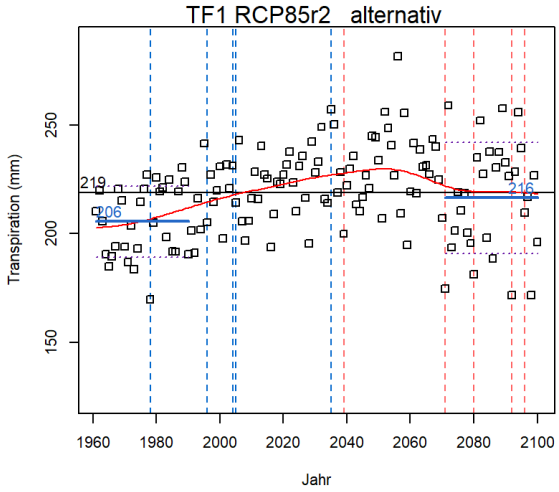



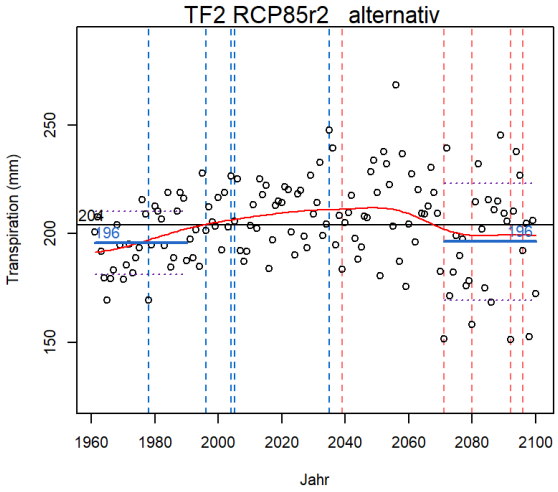



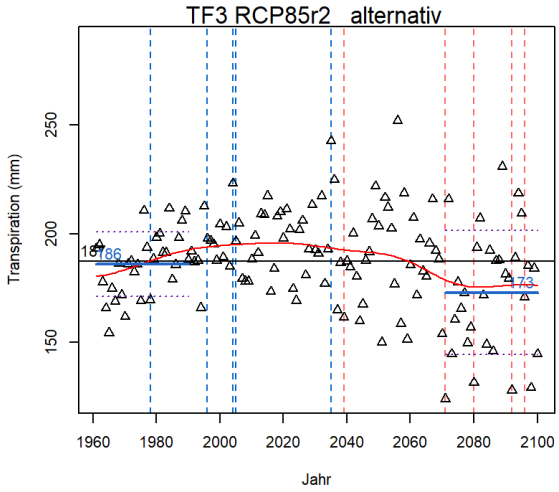



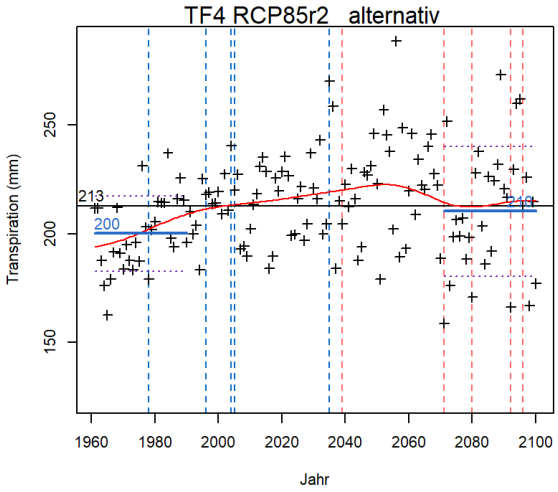



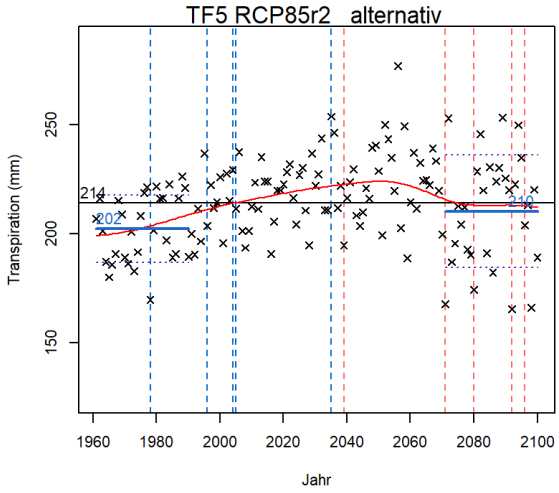

Szenario RCP8.5, Lauf 1

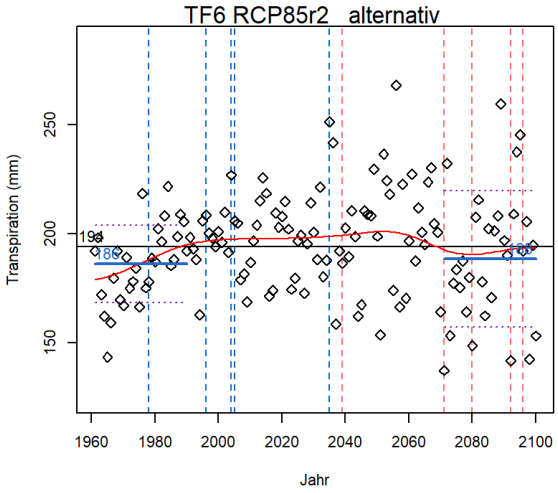


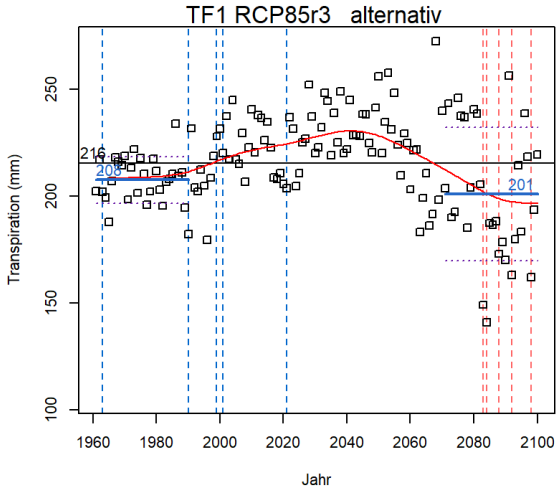



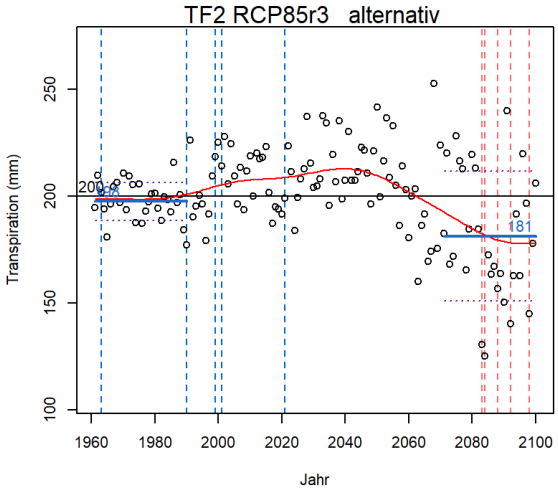



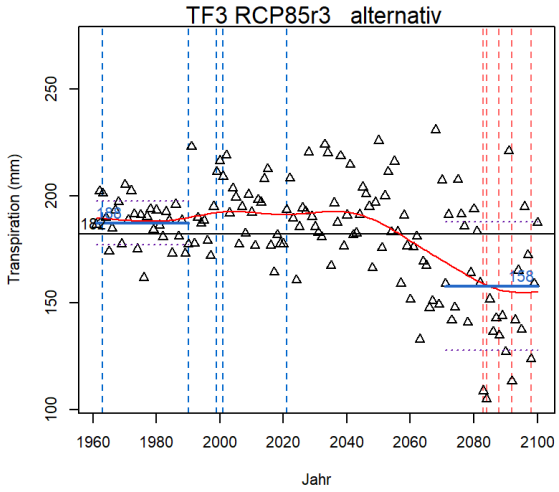



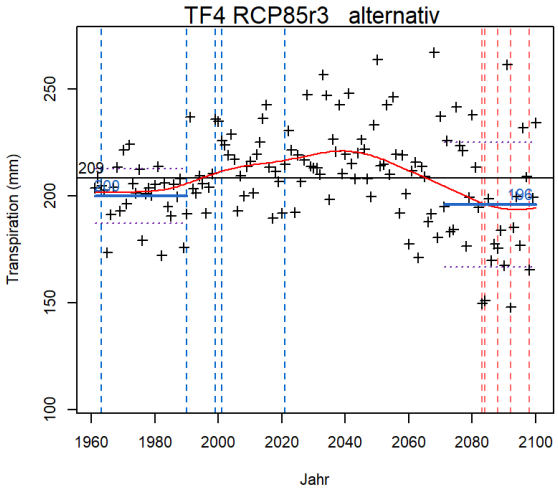



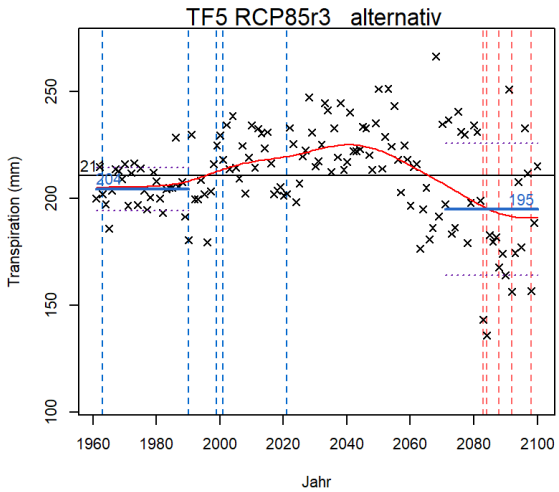

Szenario RCP8.5, Lauf 2

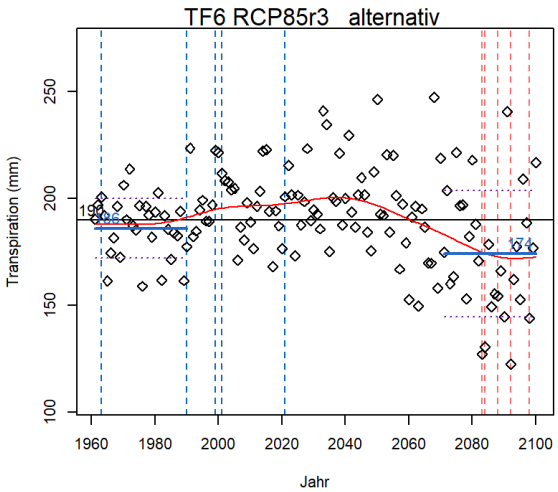


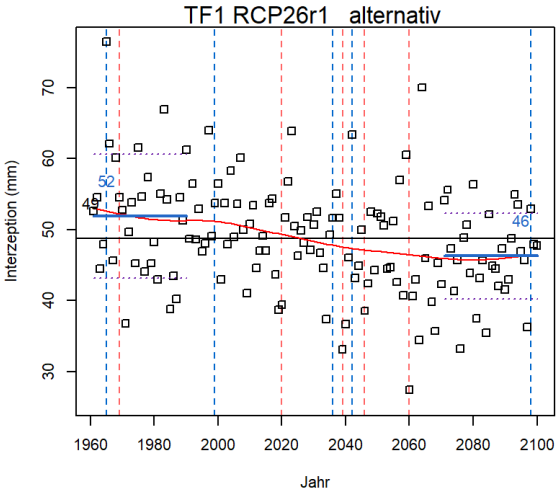



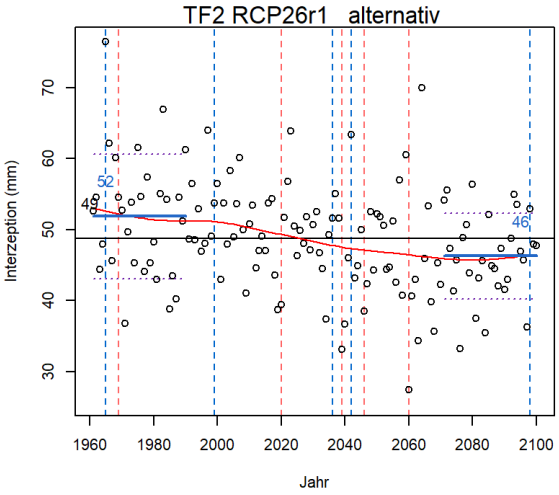



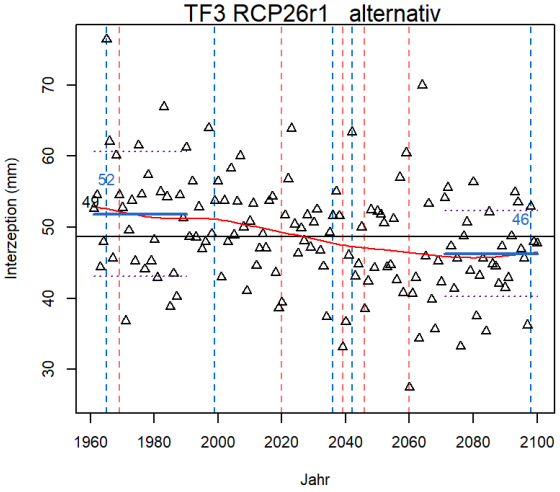



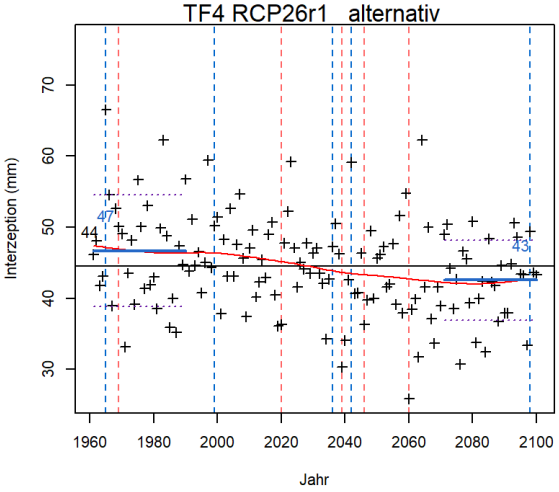

Szenario RCP8.5, Lauf 3

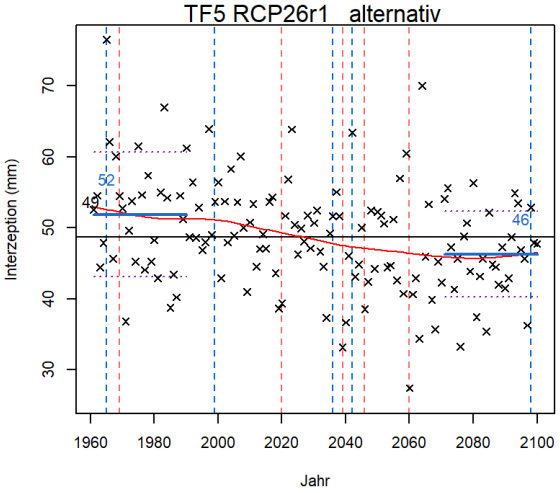
**Anlage 11: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.**

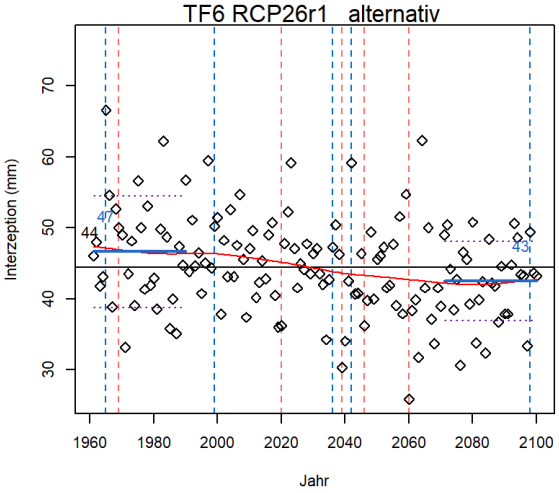


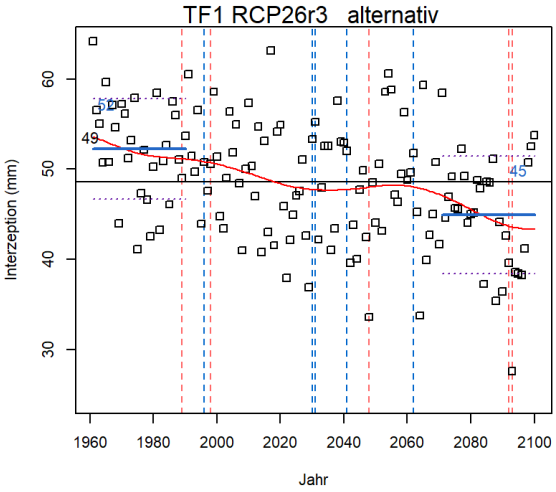



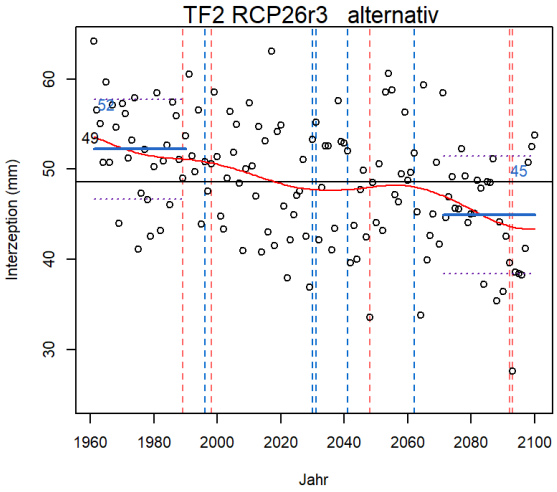



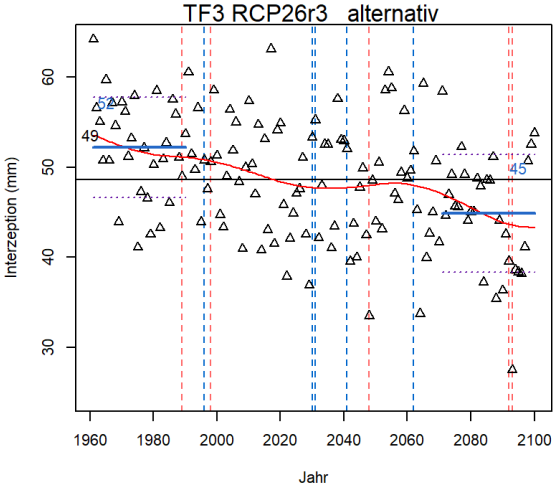



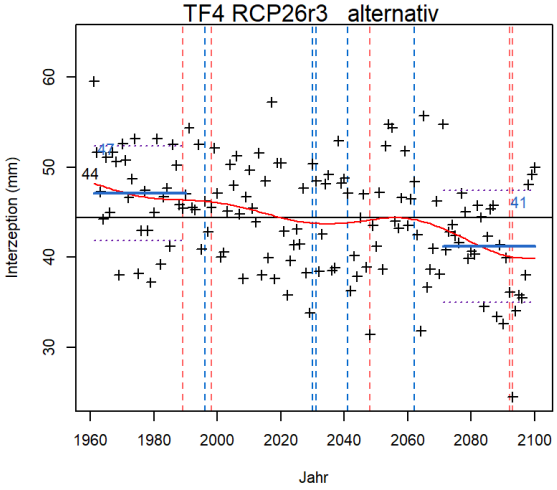



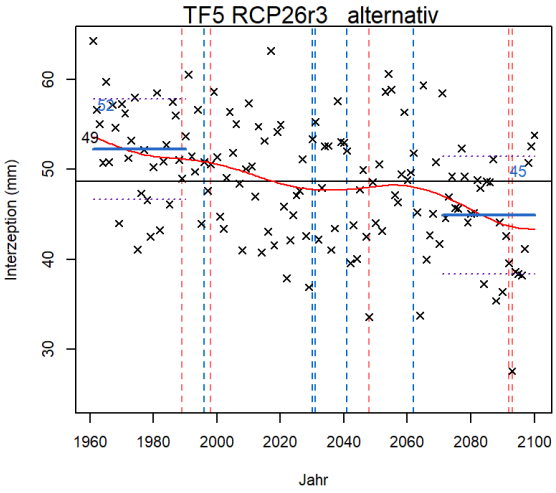

Szenario RCP2.6, Lauf 1

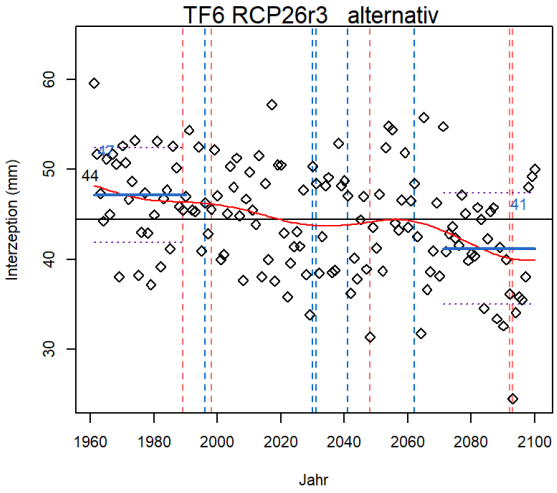


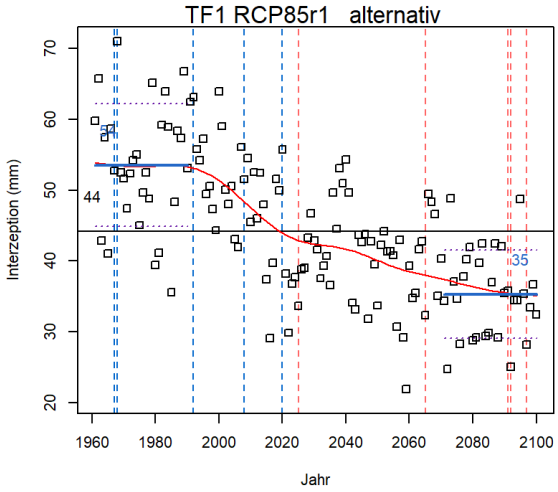



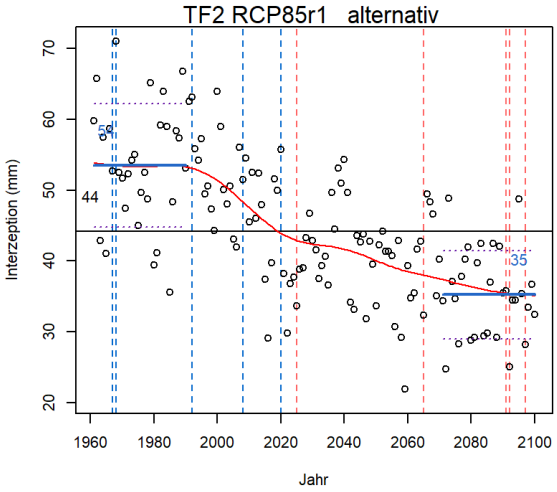



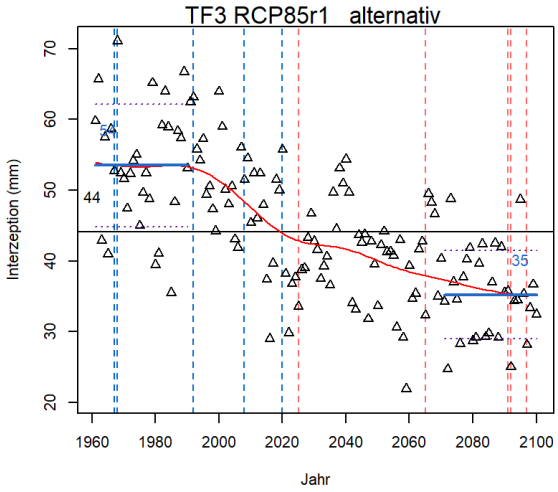



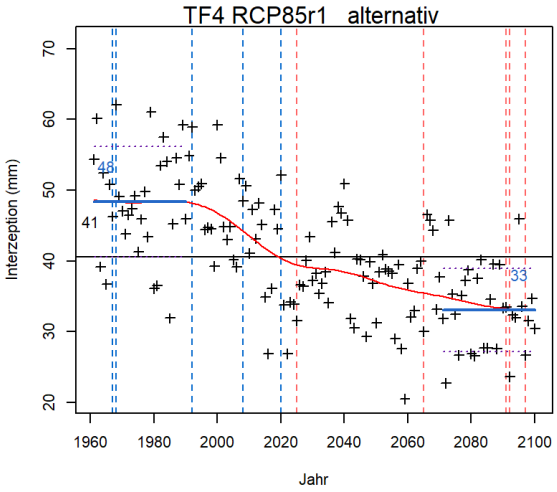



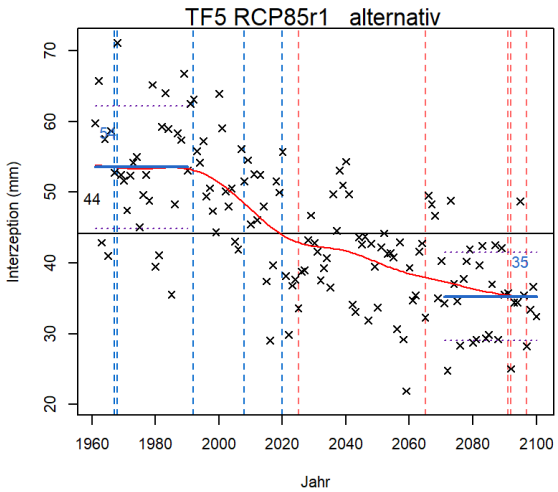

Szenario RCP2.6, Lauf 3

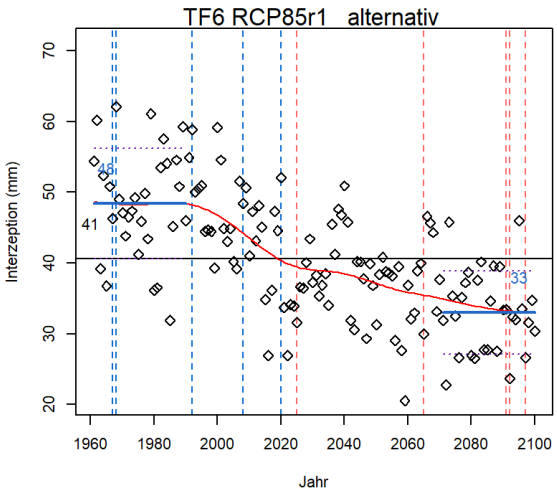


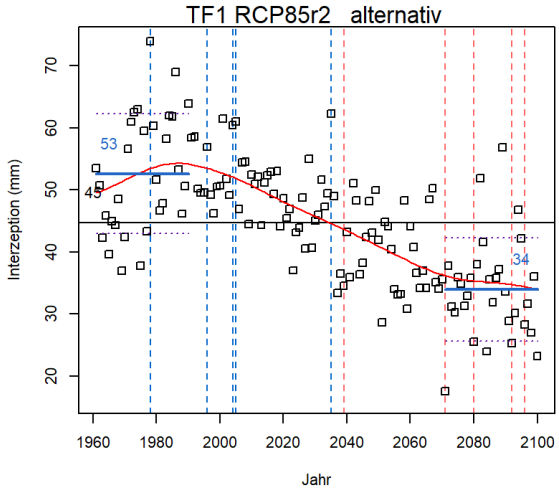



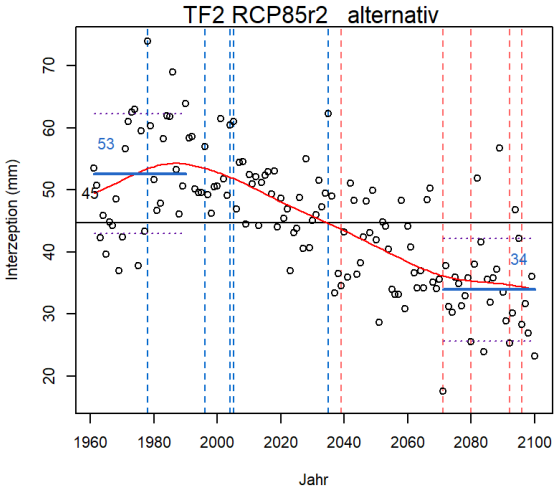



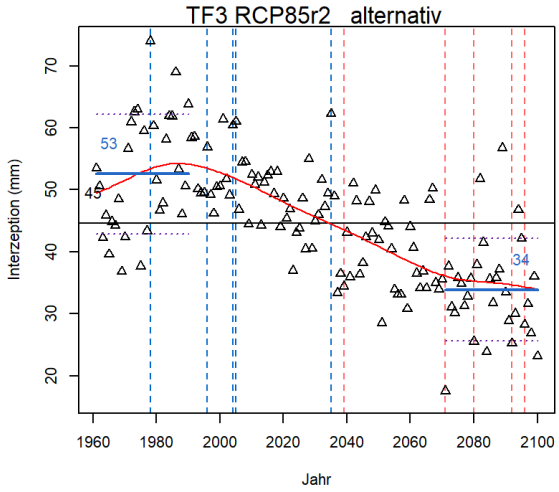



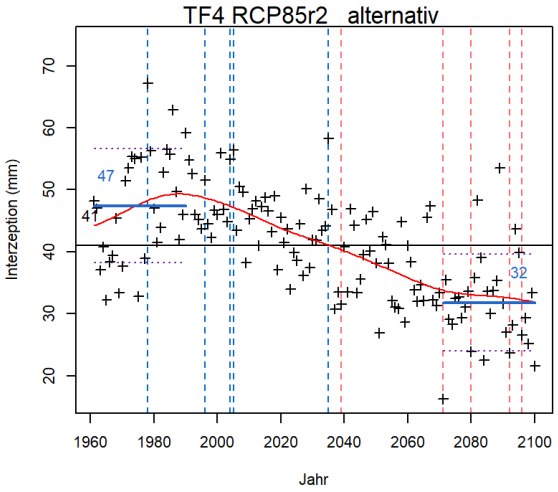



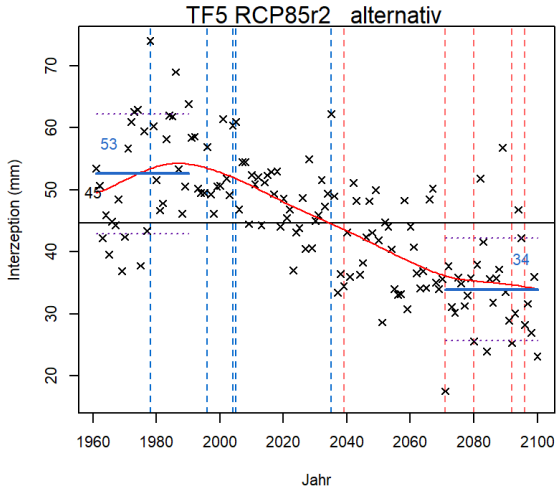

Szenario RCP8.5, Lauf 1

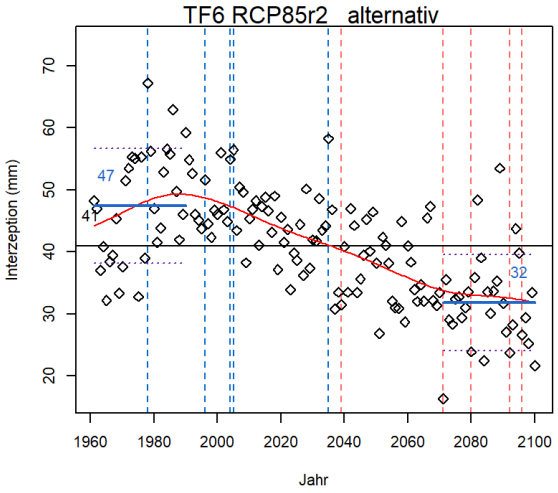


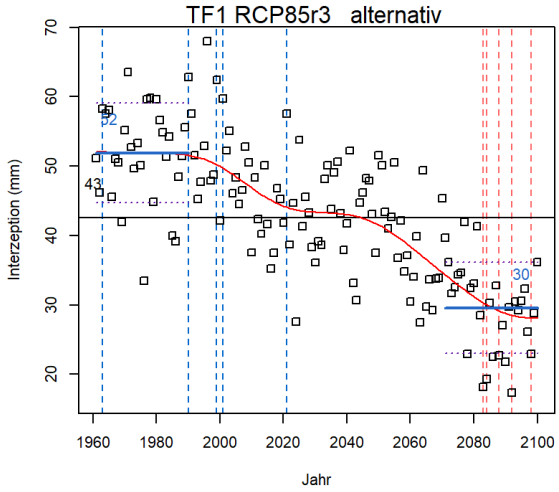



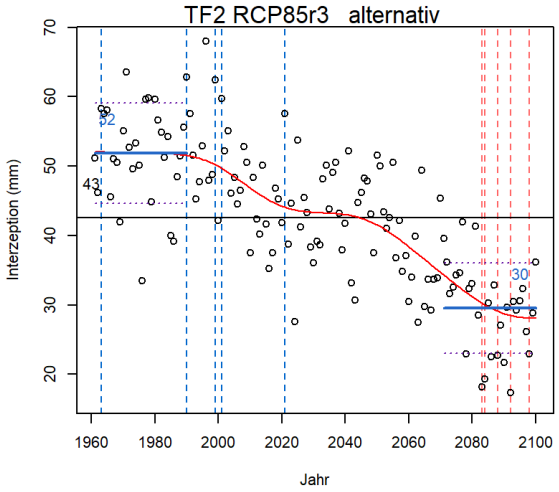



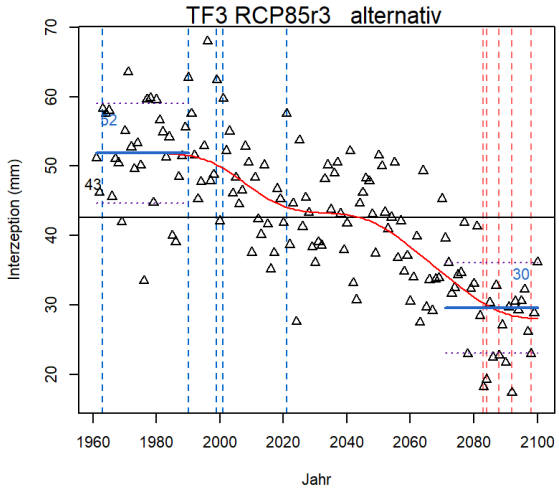



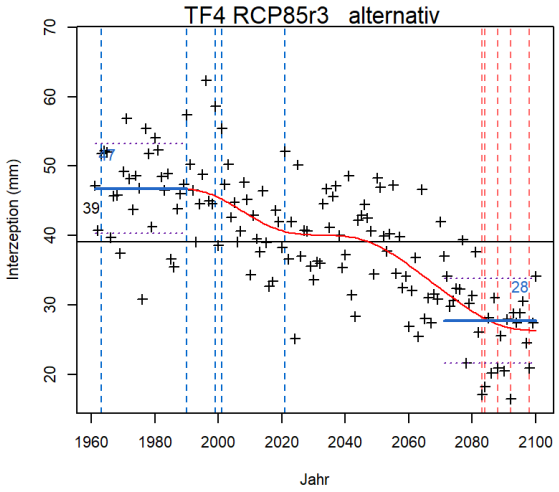



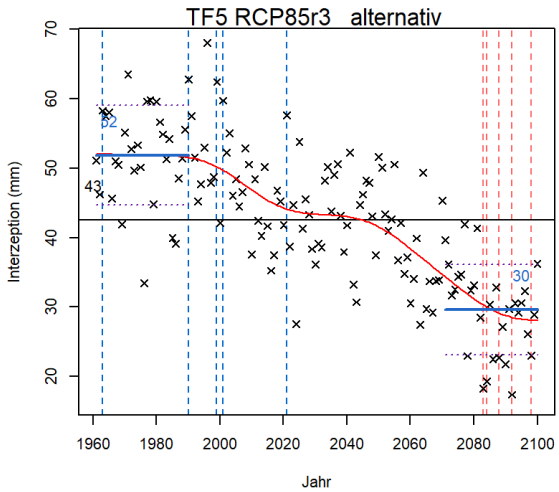

Szenario RCP8.5, Lauf 2

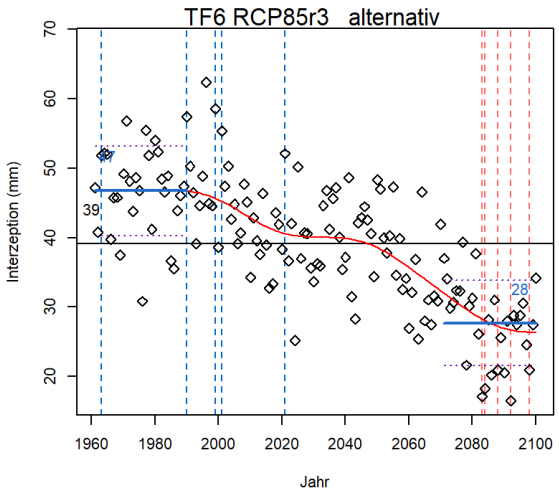


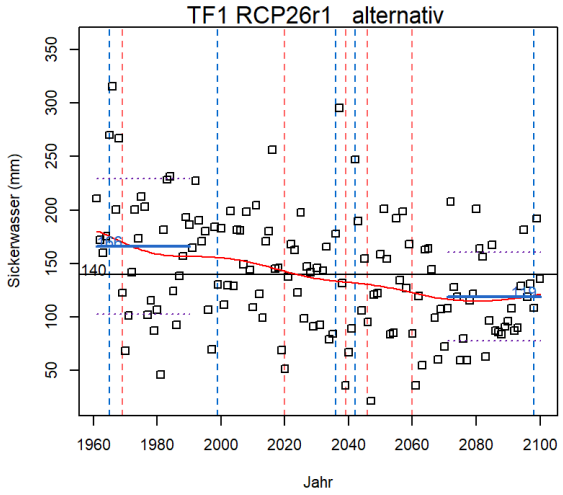



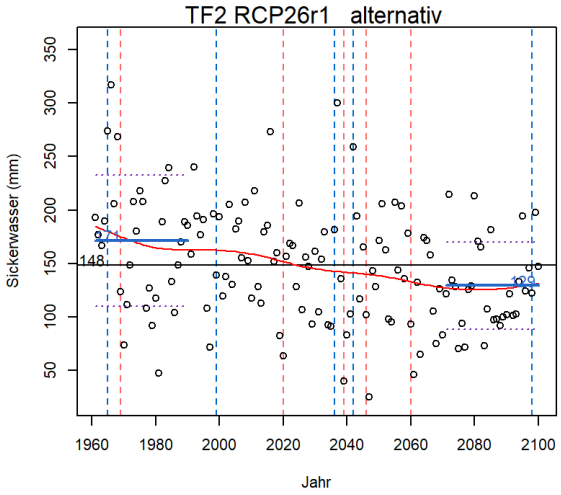



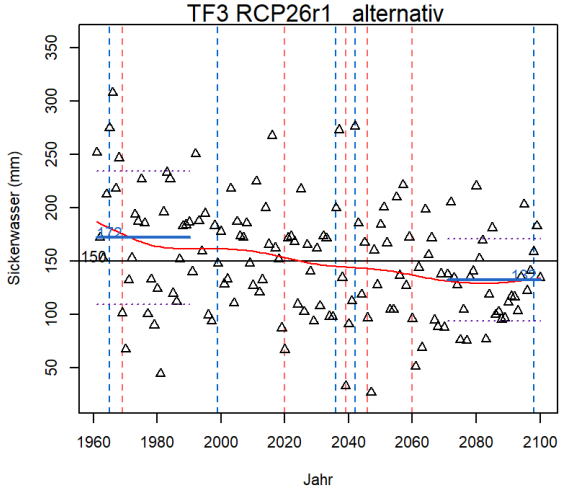



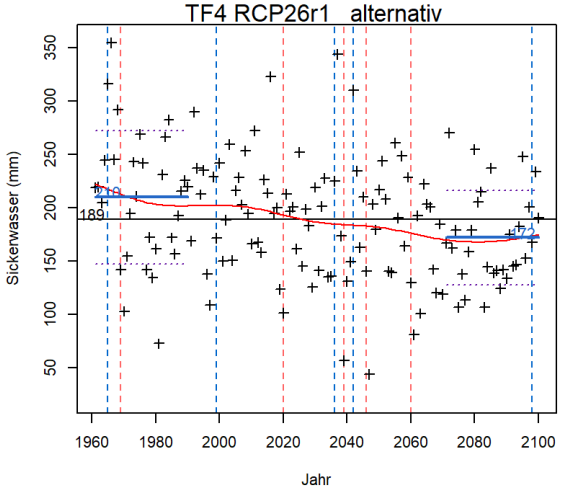

Szenario RCP8.5, Lauf 3

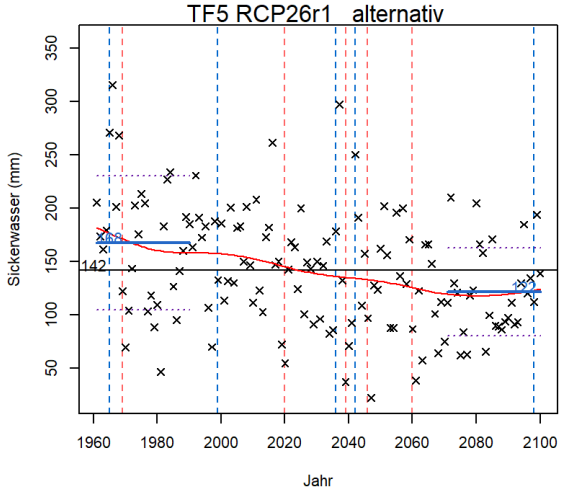
**Anlage 12: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Nochten.**

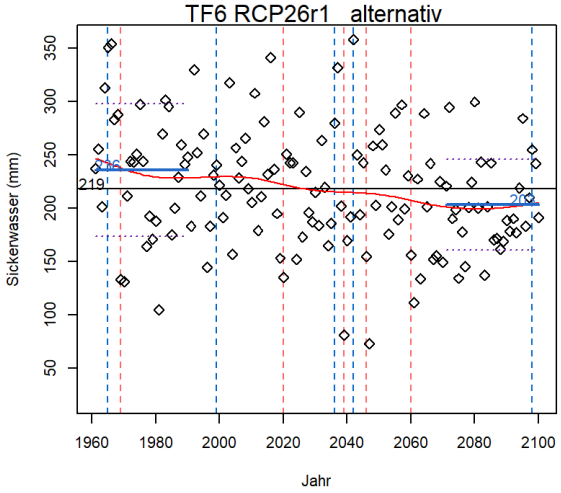


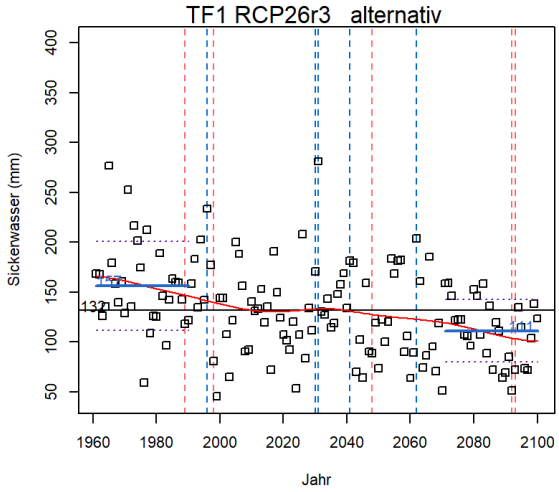



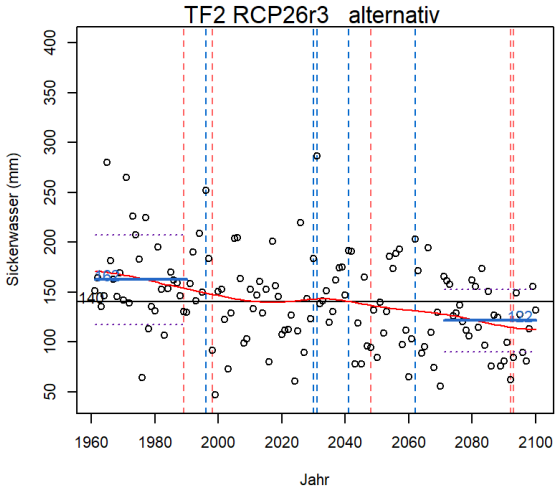



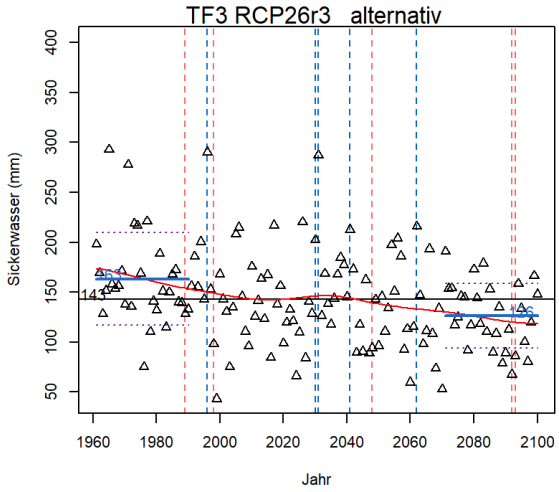



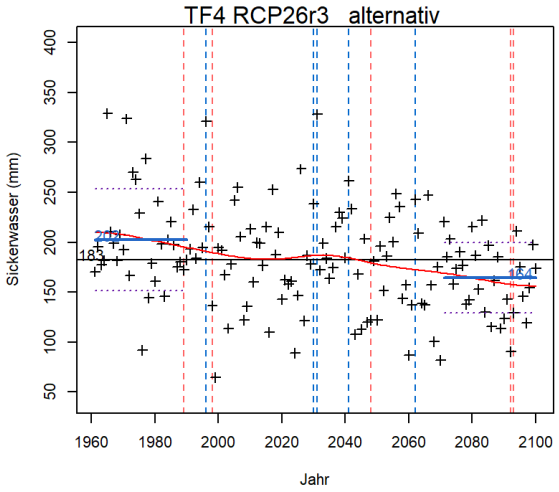



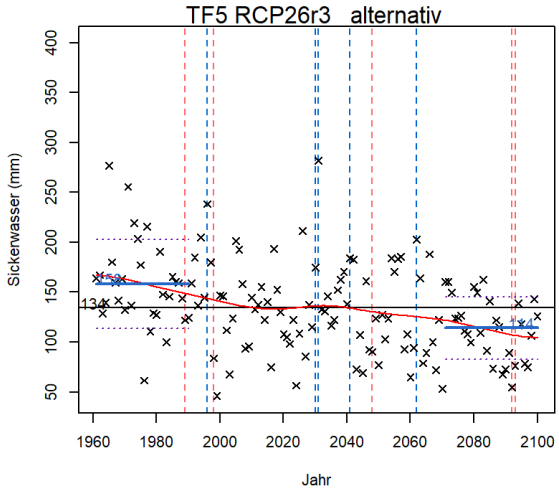

Szenario RCP2.6, Lauf 1

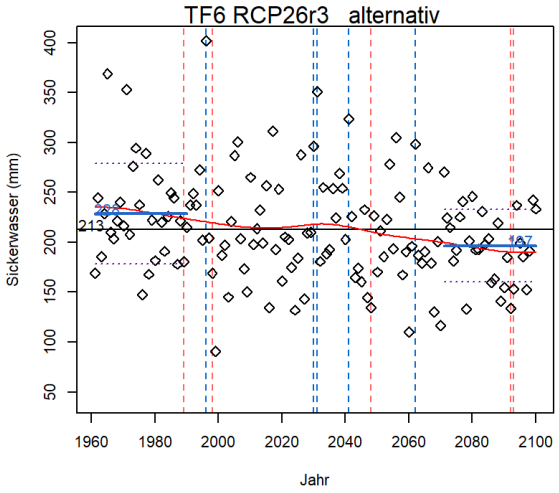


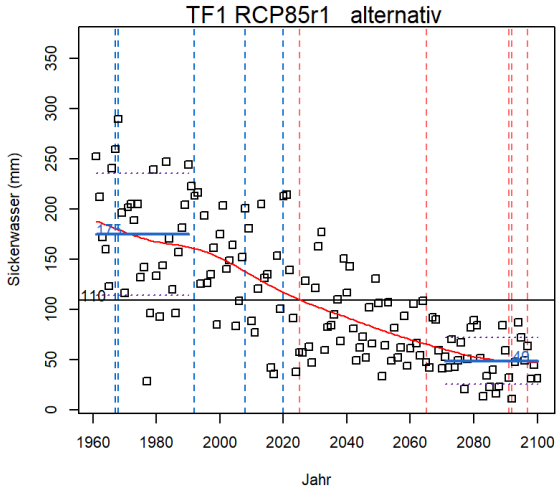



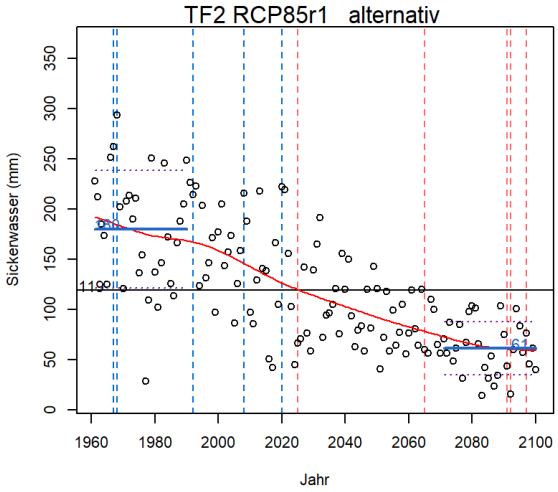



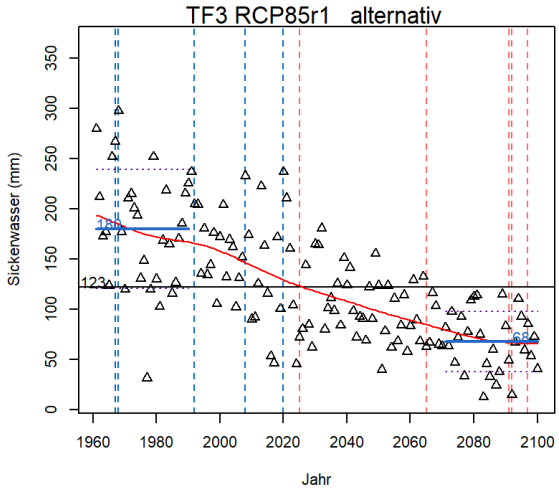



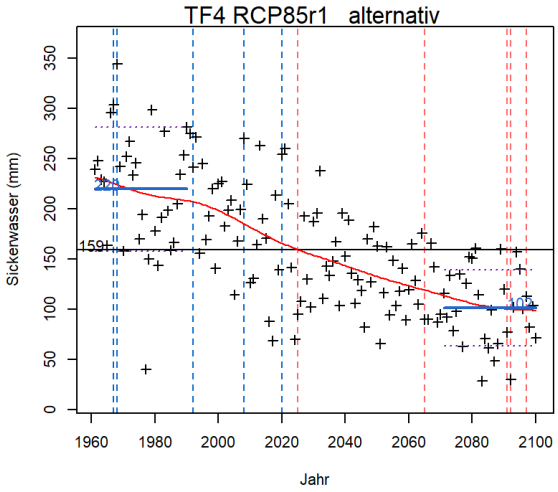



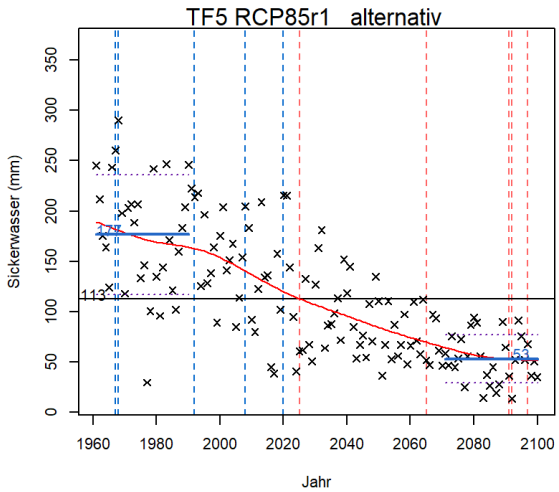

Szenario RCP2.6, Lauf 3

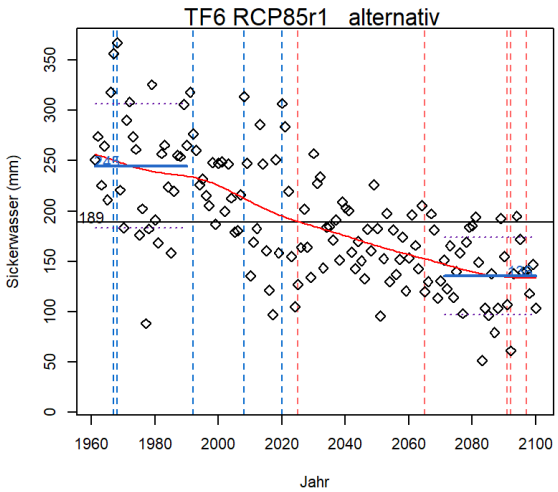


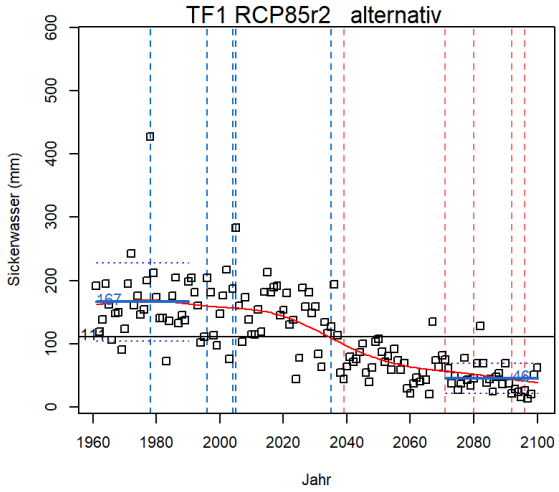



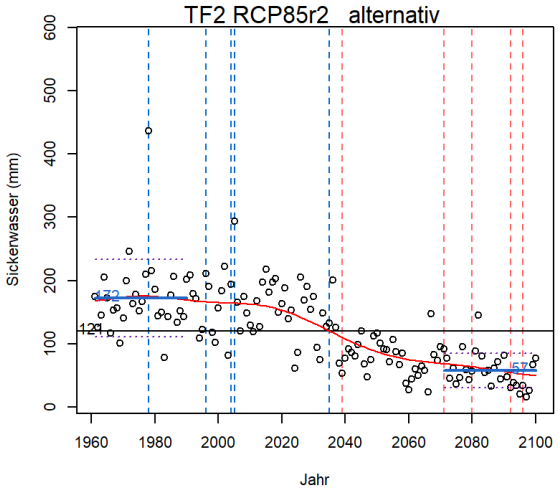



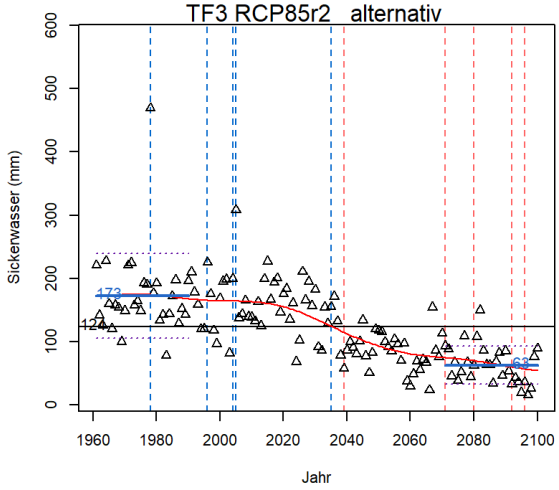



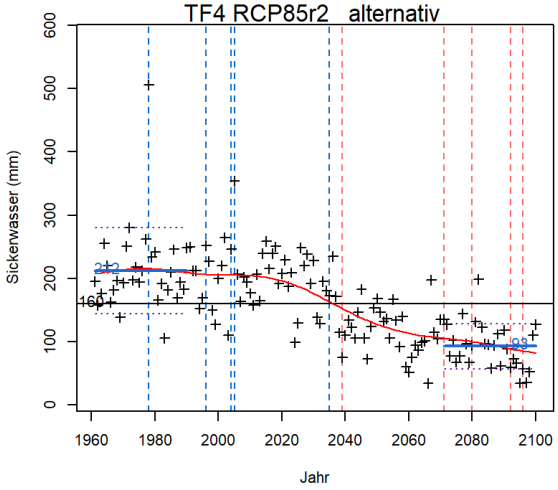



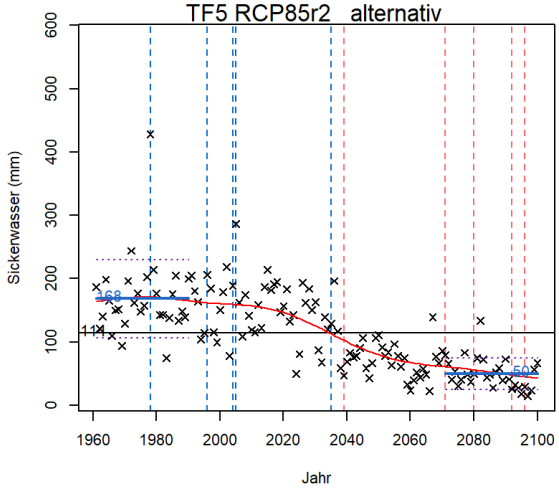

Szenario RCP8.5, Lauf 1

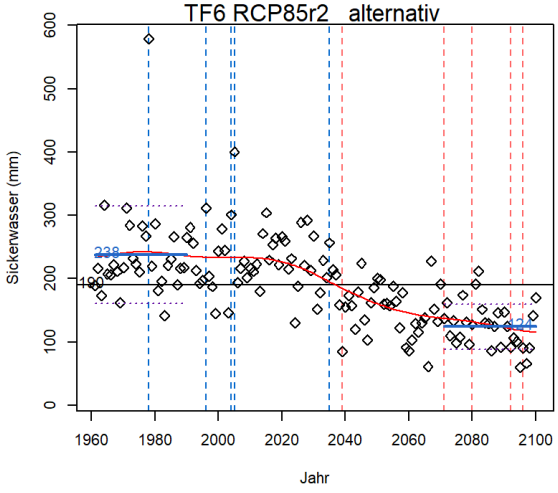


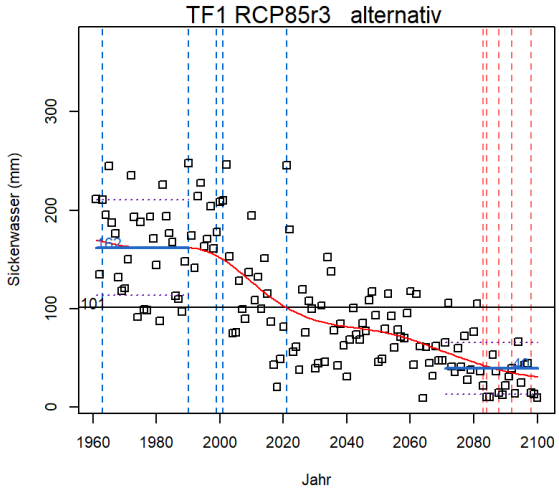



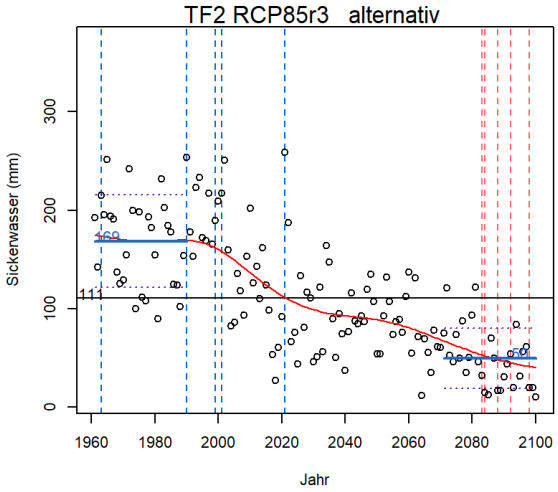



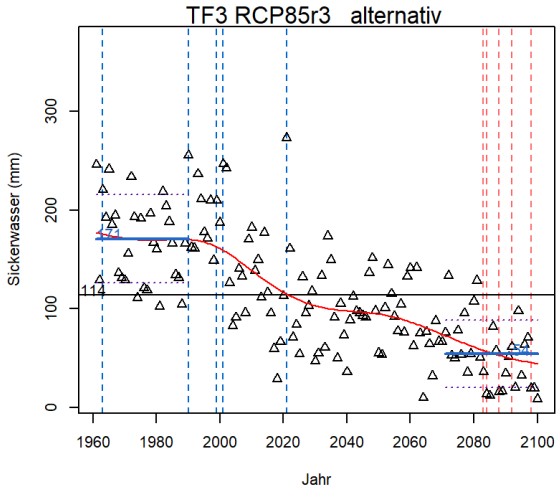



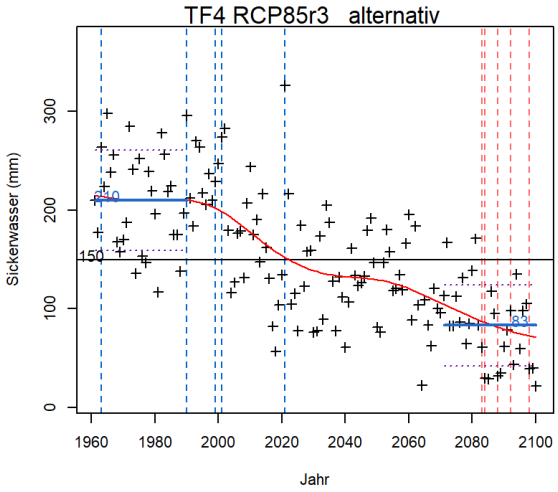



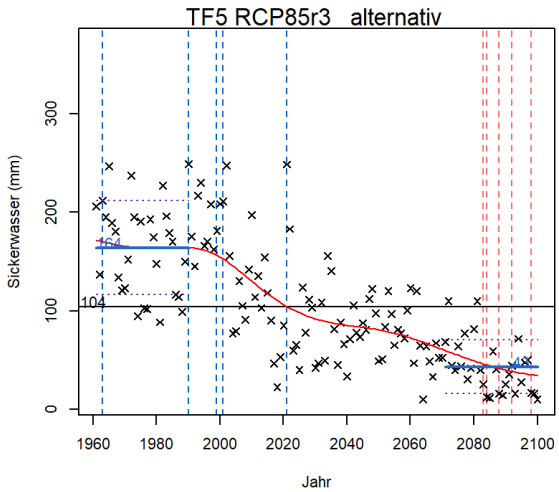

Szenario RCP8.5, Lauf 2

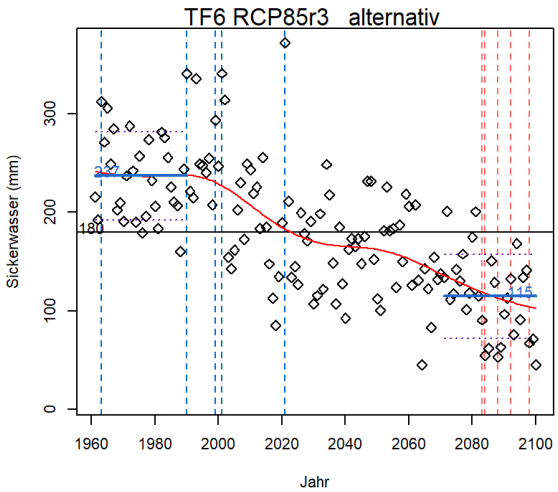


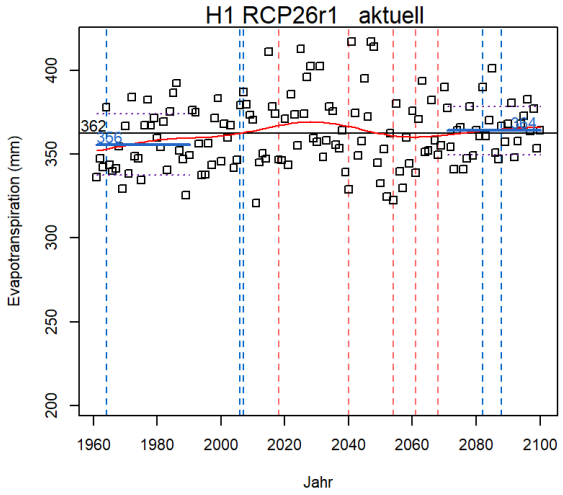



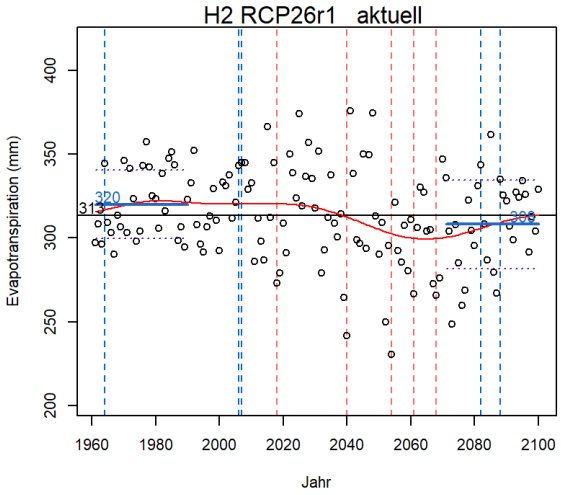



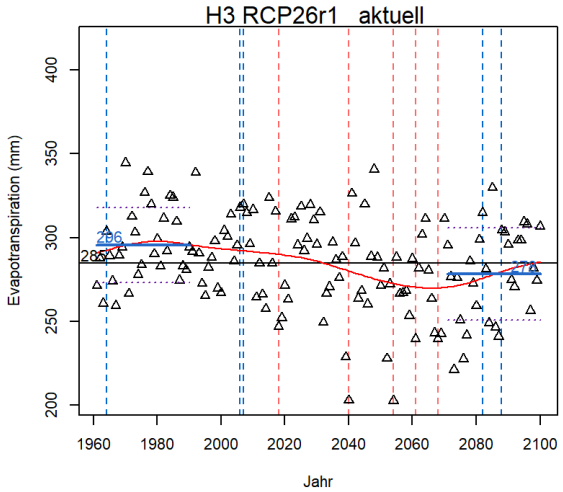



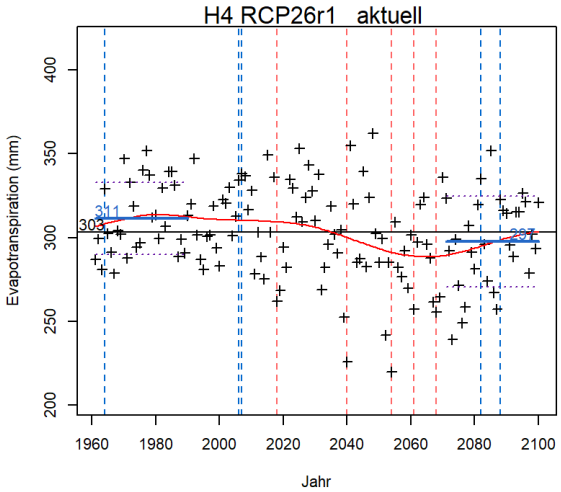

Szenario RCP8.5, Lauf 3

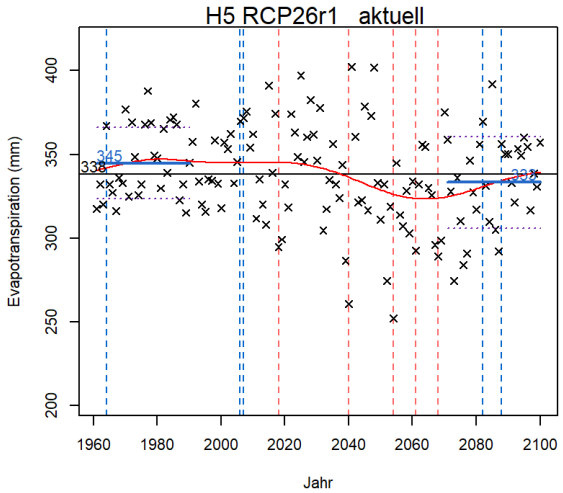
**Anlage 13: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



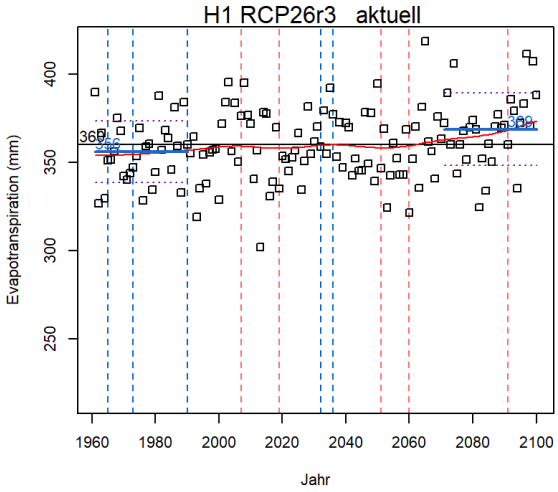



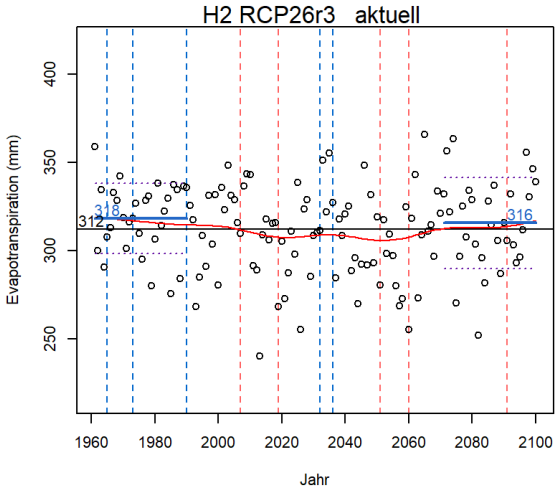



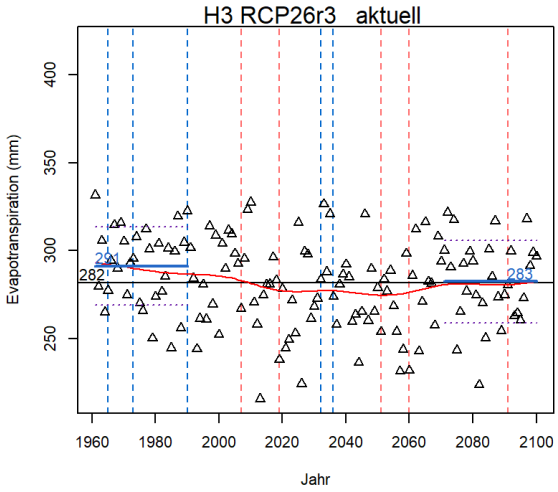



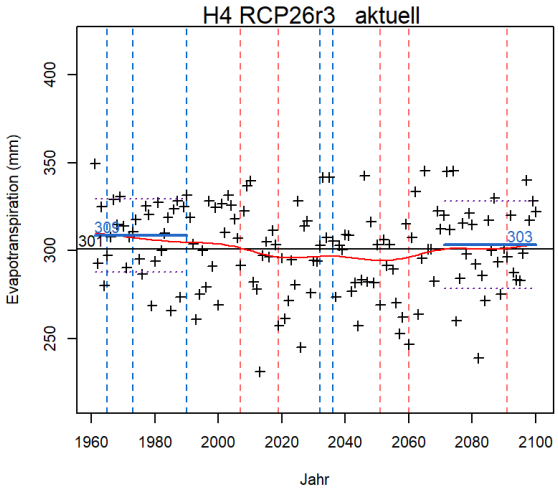



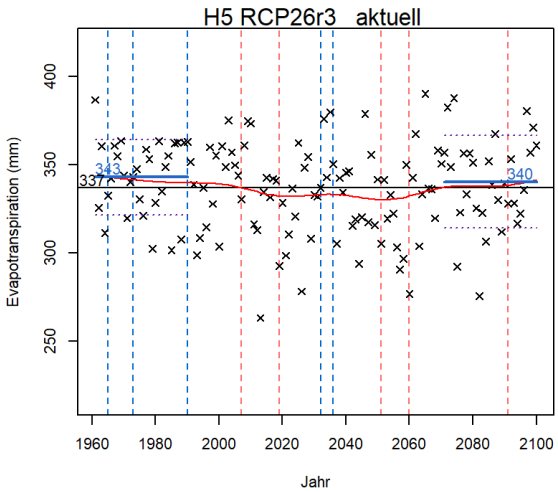

Szenario RCP2.6, Lauf 1



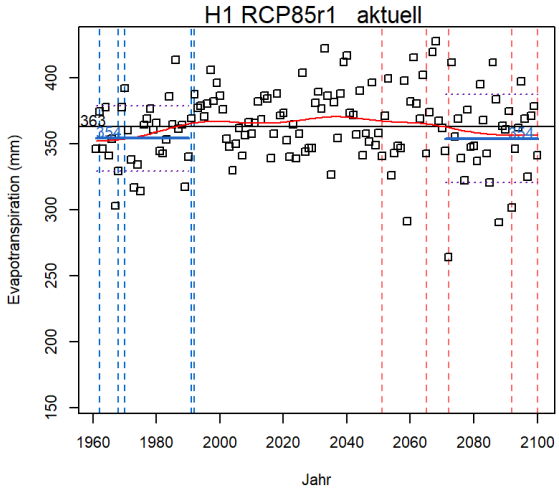



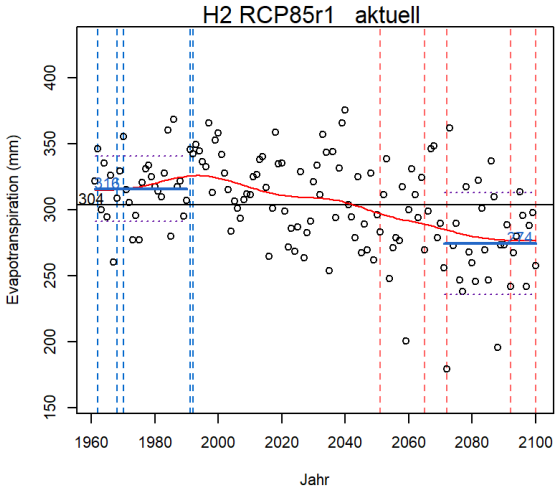



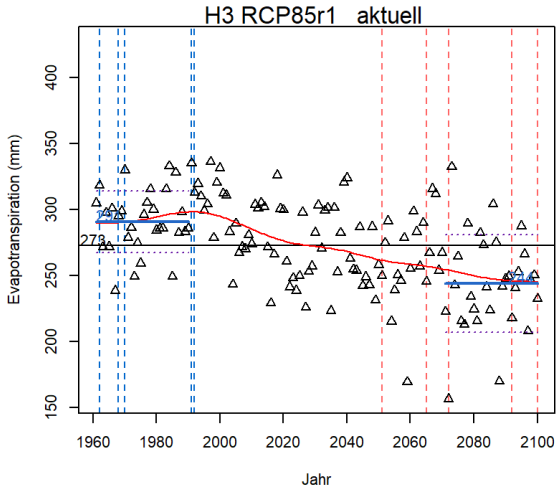



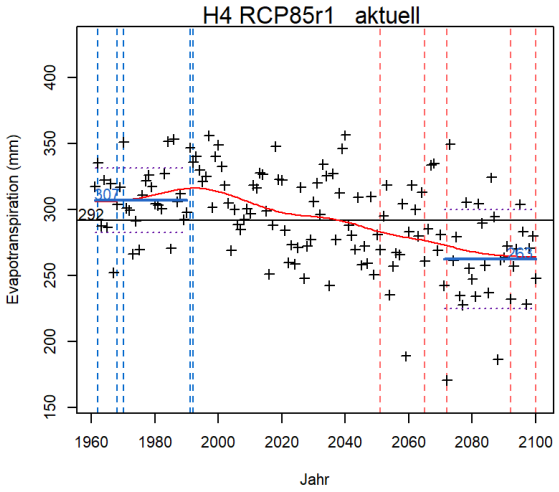



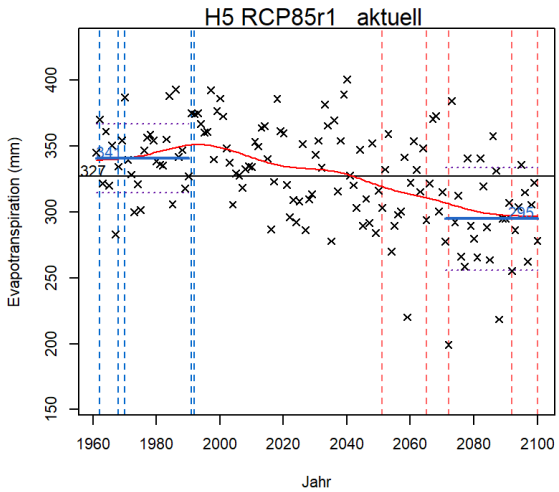

Szenario RCP2.6, Lauf 3



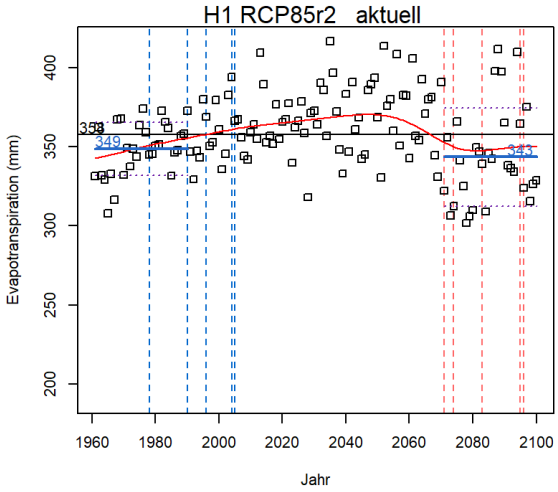



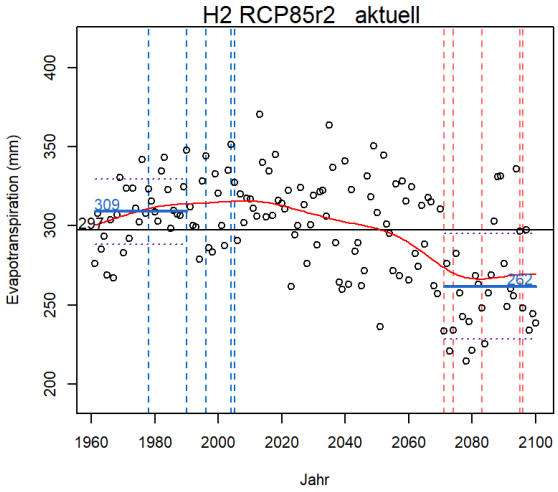



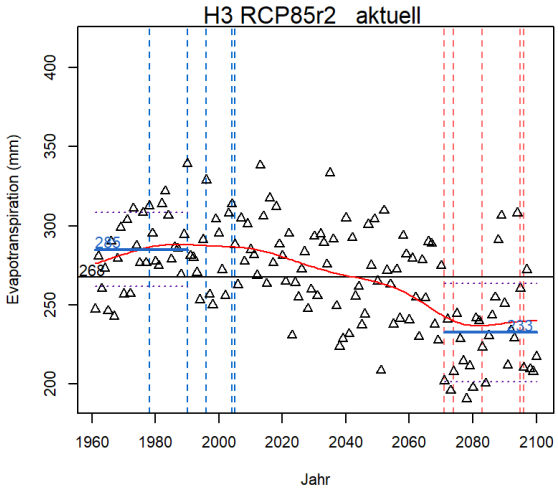



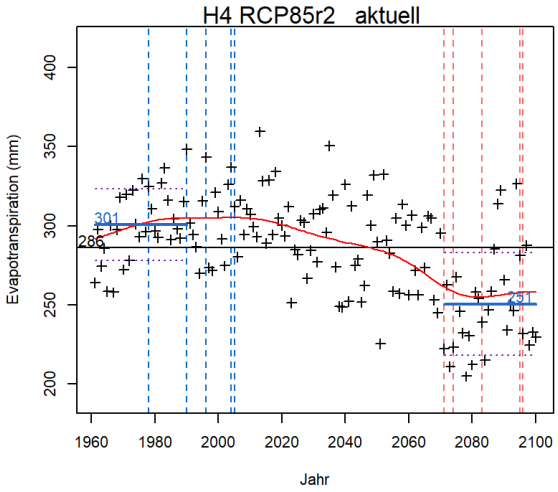



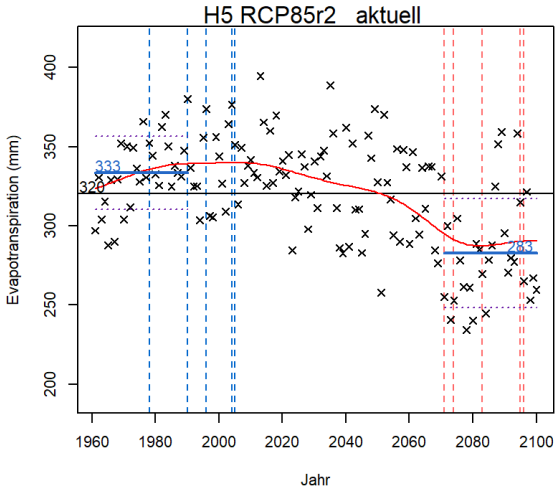

Szenario RCP8.5, Lauf 1



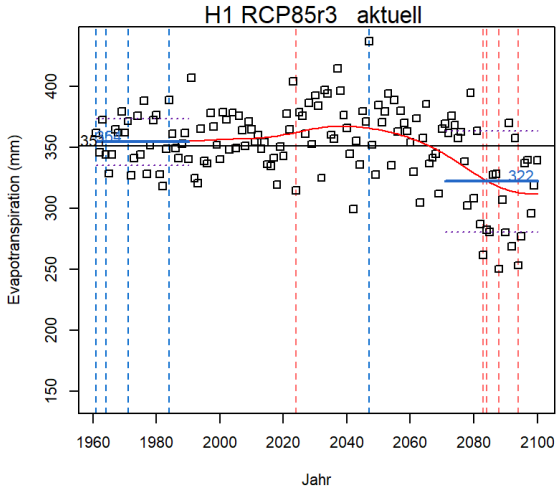



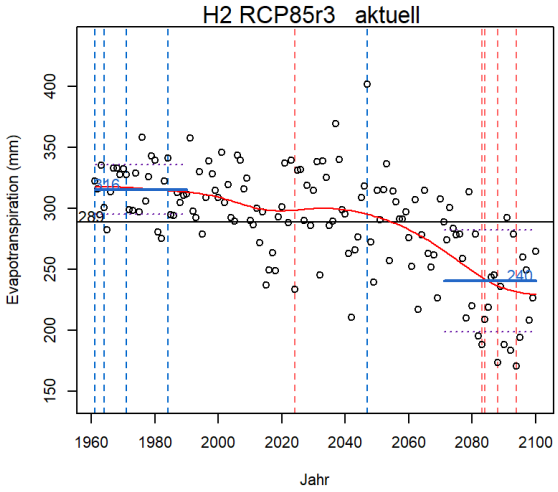



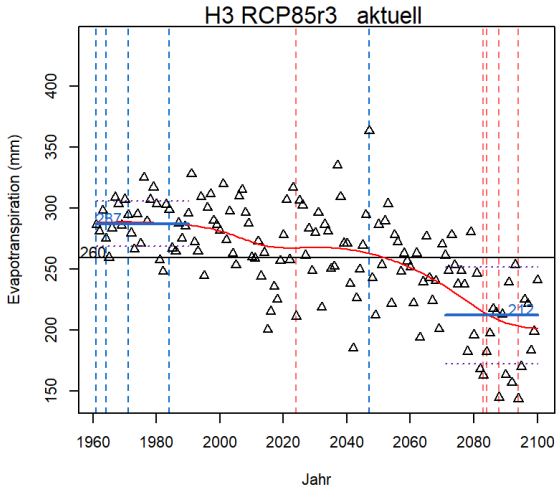



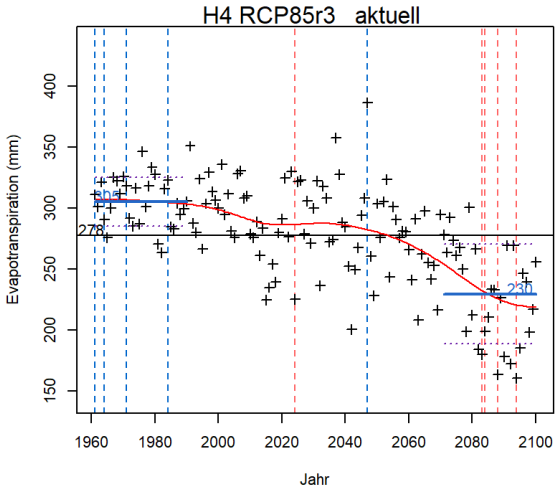



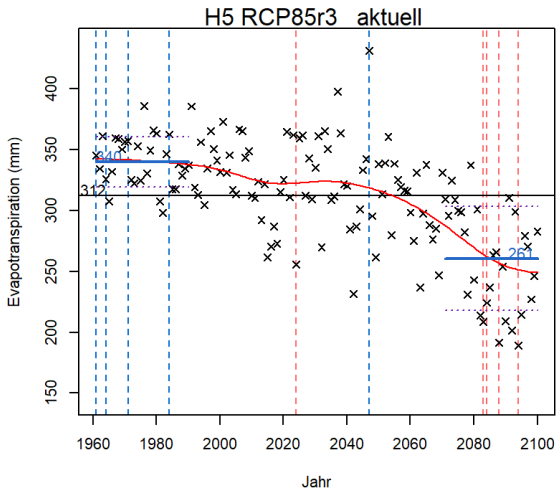

Szenario RCP8.5, Lauf 2



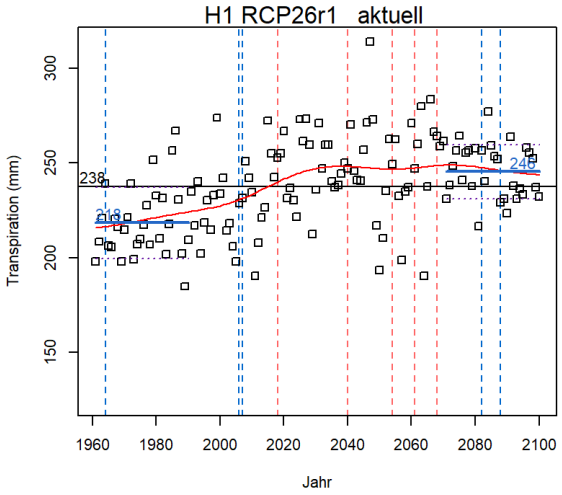



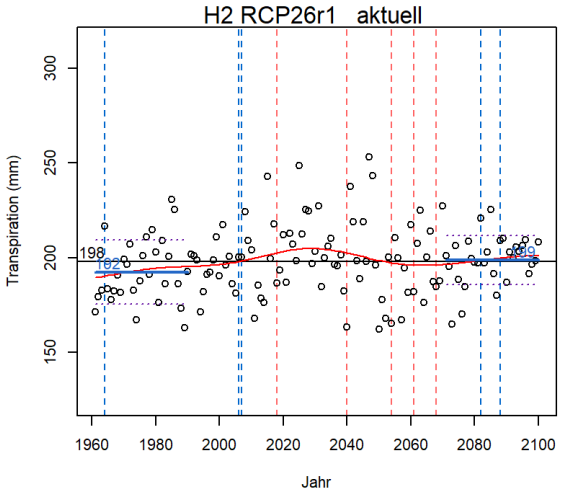



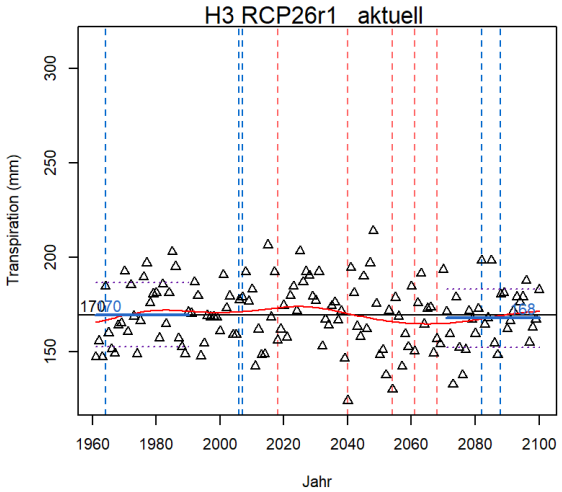



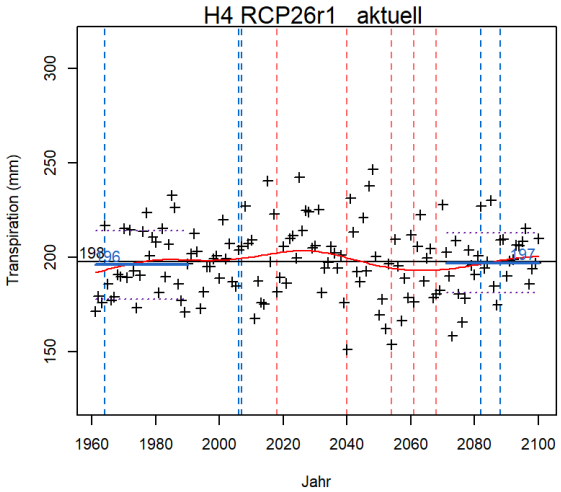

Szenario RCP8.5, Lauf 3

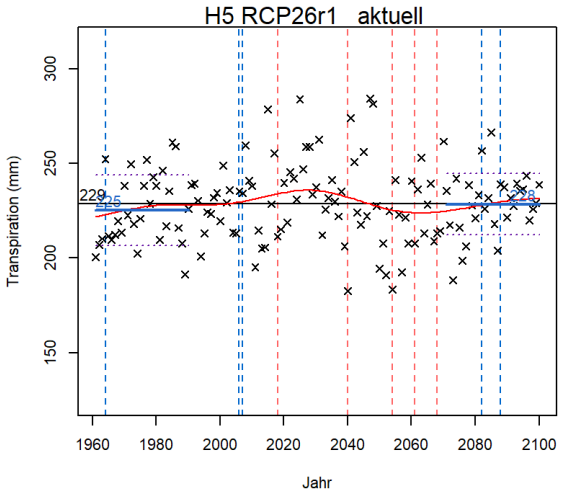
**Anlage 14: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



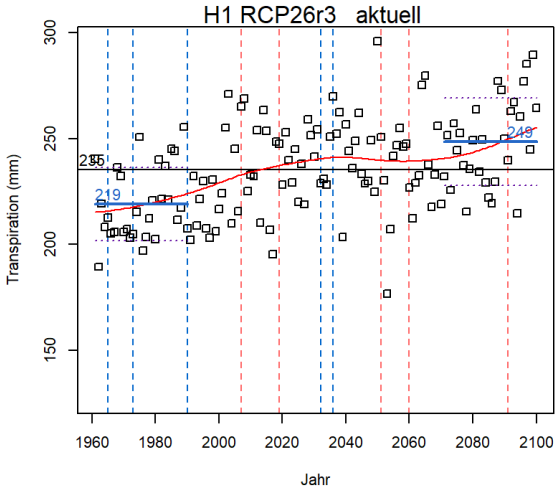



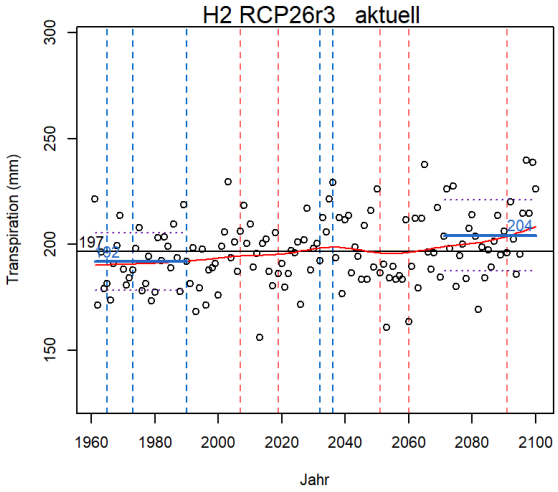



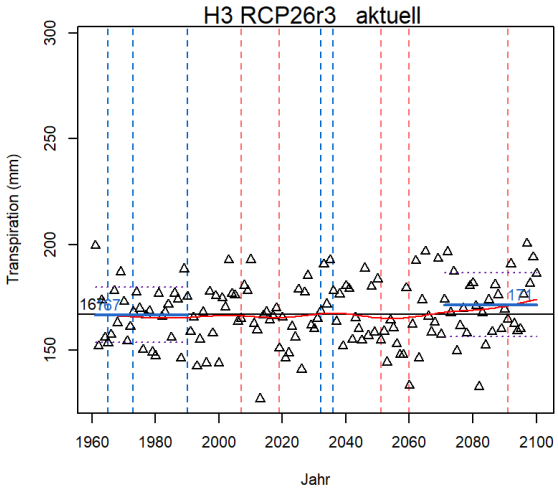



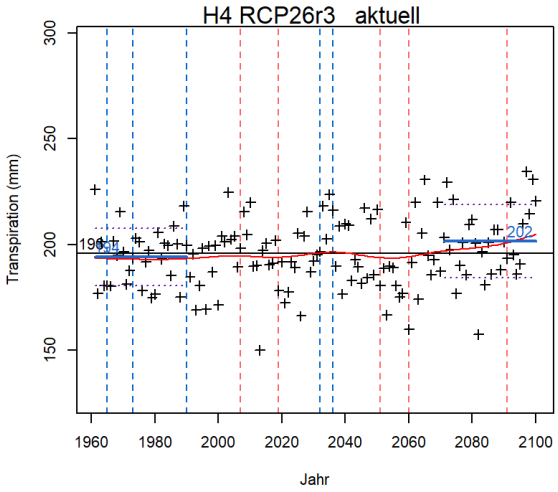



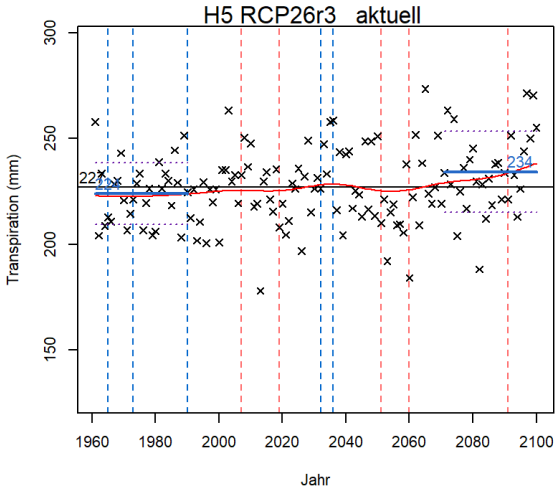

Szenario RCP2.6, Lauf 1



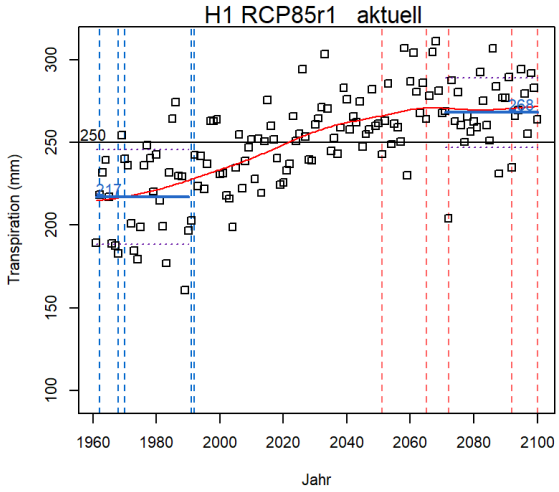



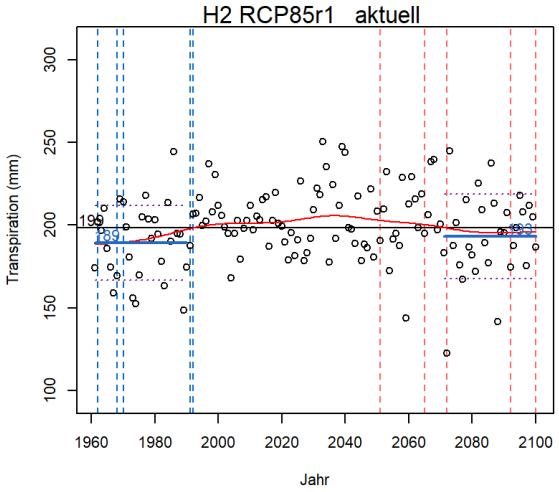



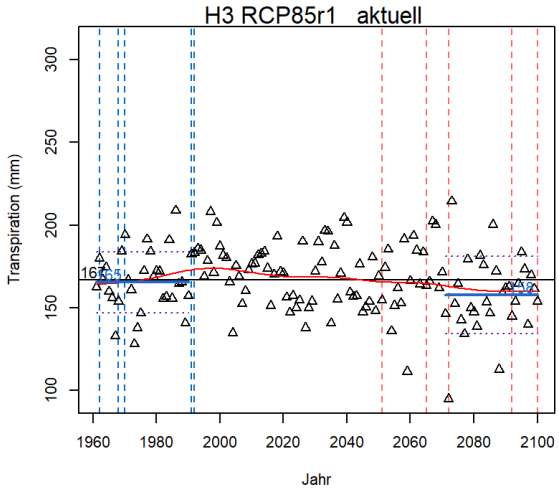



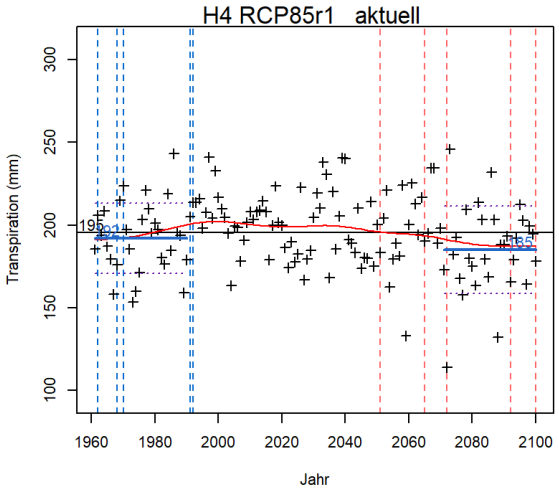



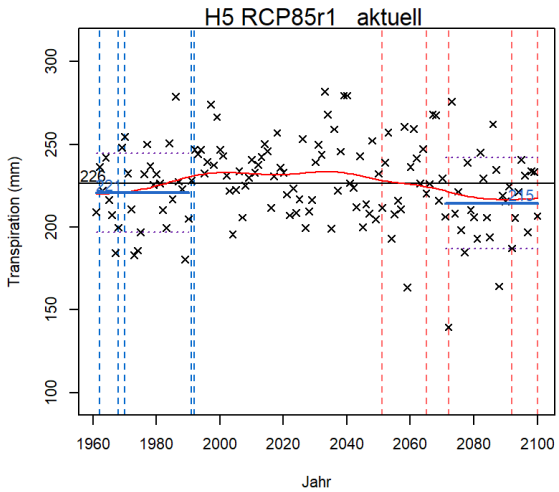

Szenario RCP2.6, Lauf 3



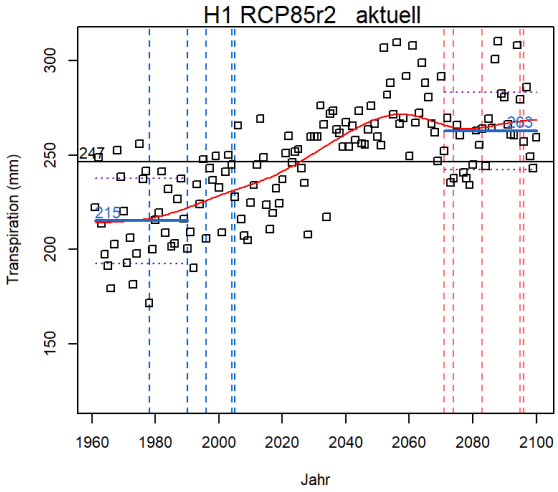



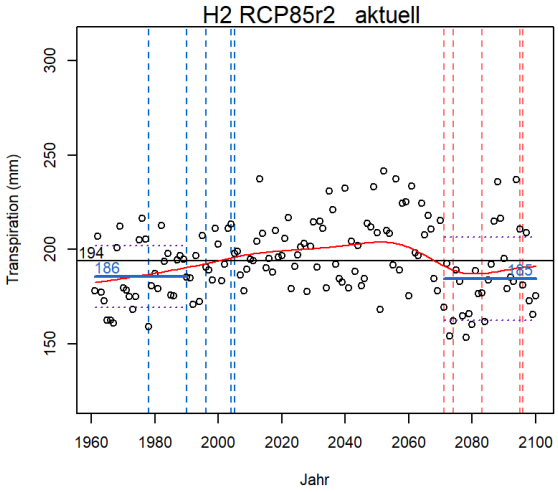



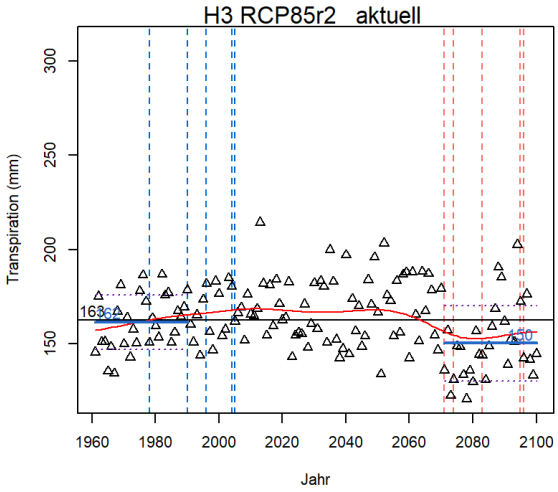



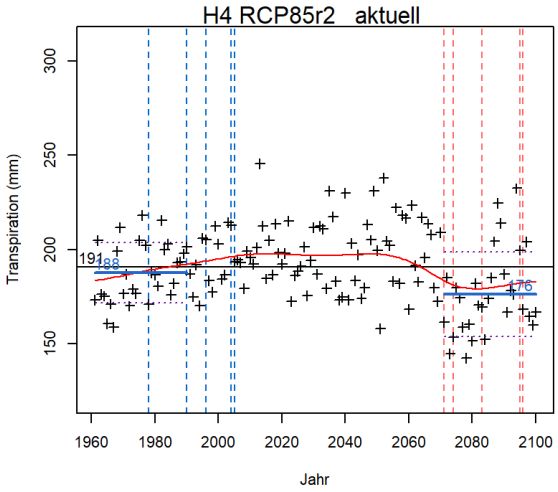



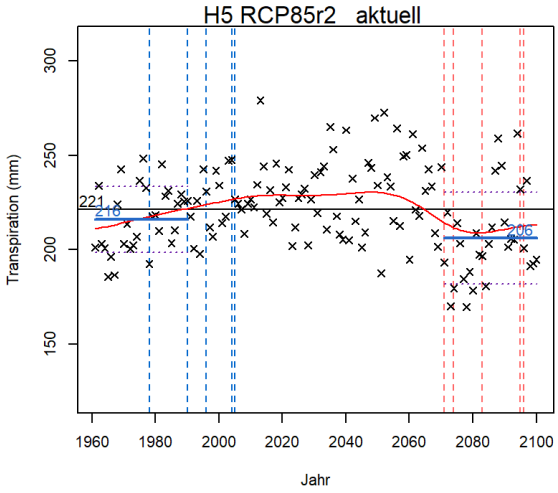

Szenario RCP8.5, Lauf 1



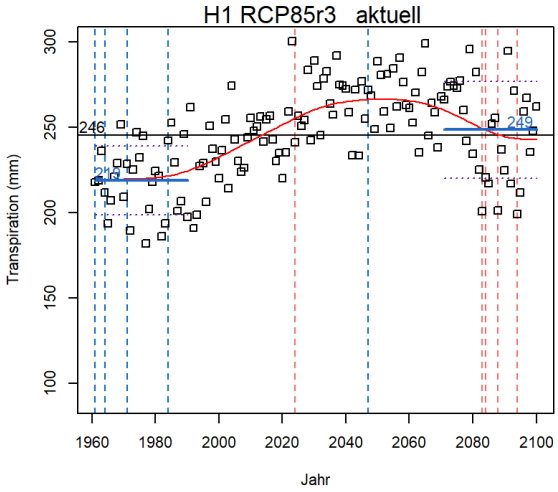



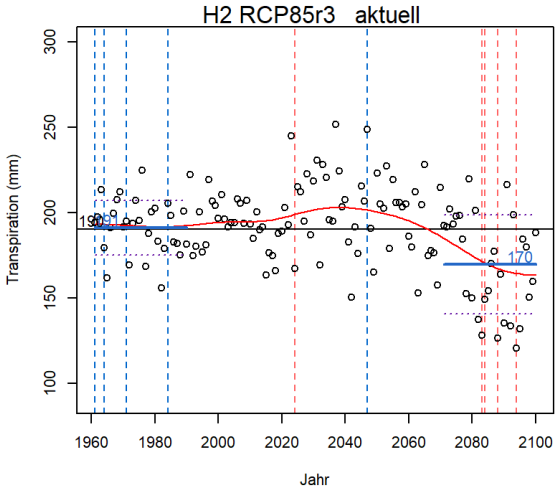



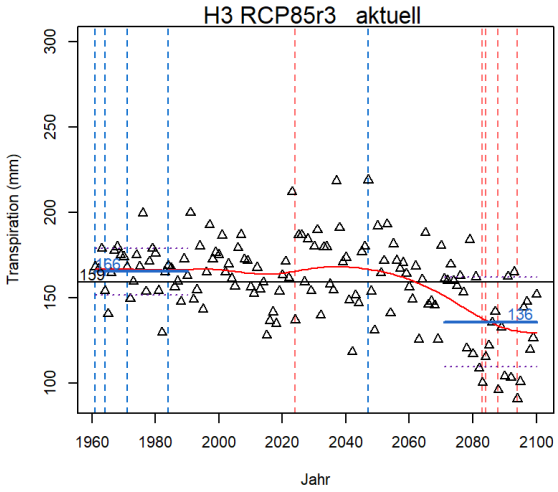



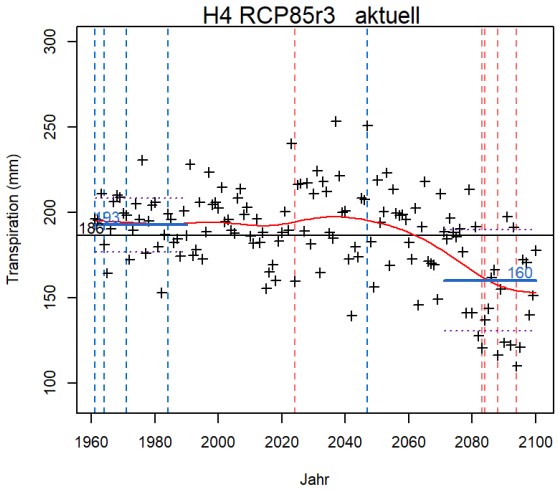



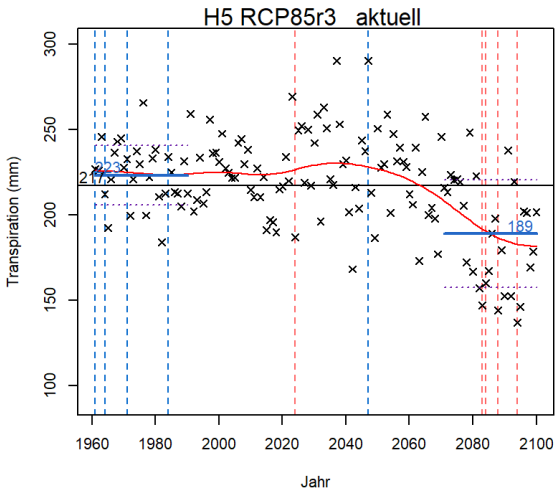

Szenario RCP8.5, Lauf 2



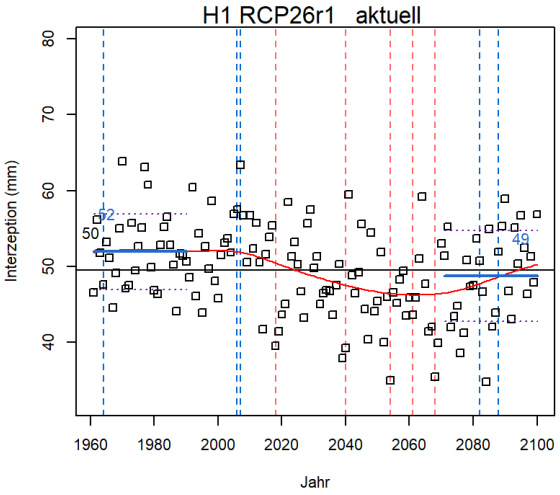



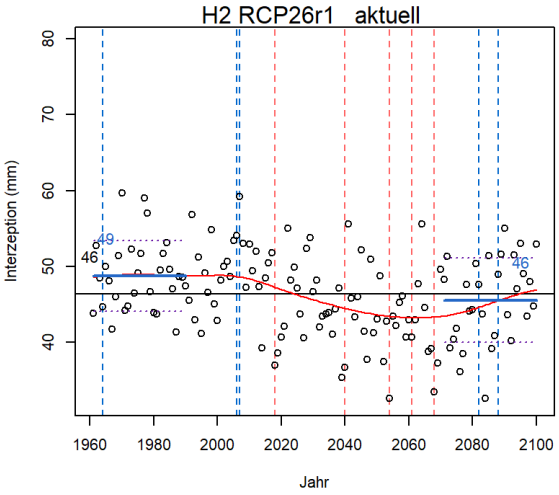



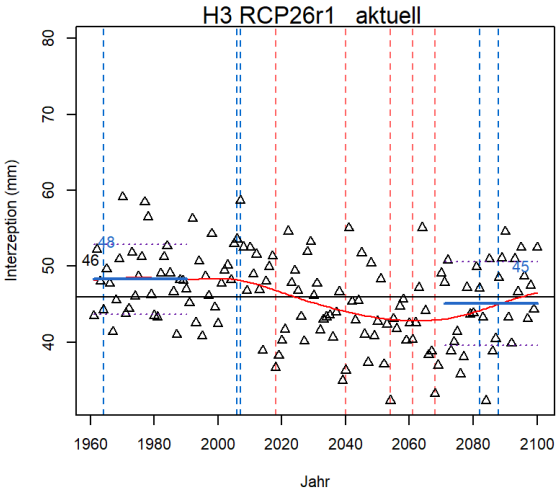



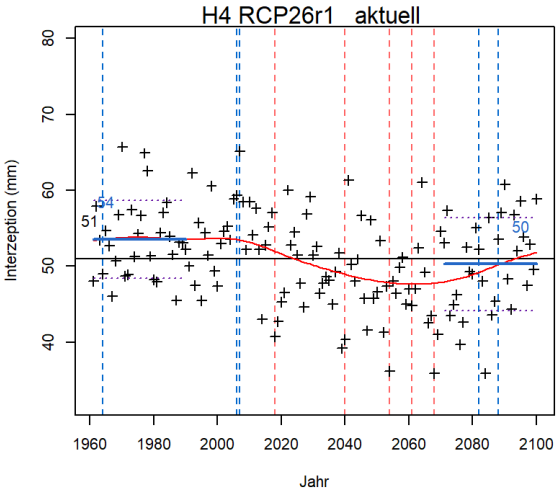

Szenario RCP8.5, Lauf 3

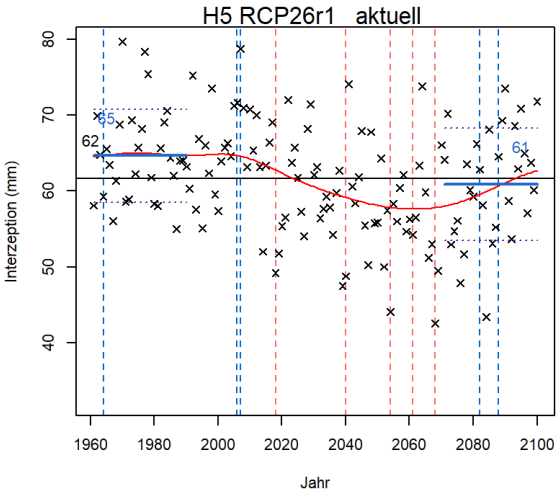
**Anlage 15: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



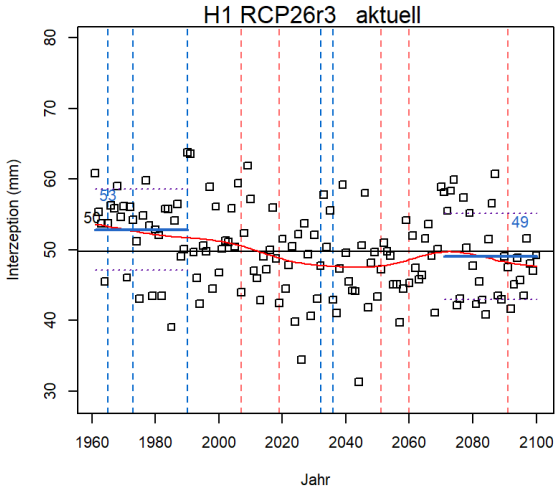



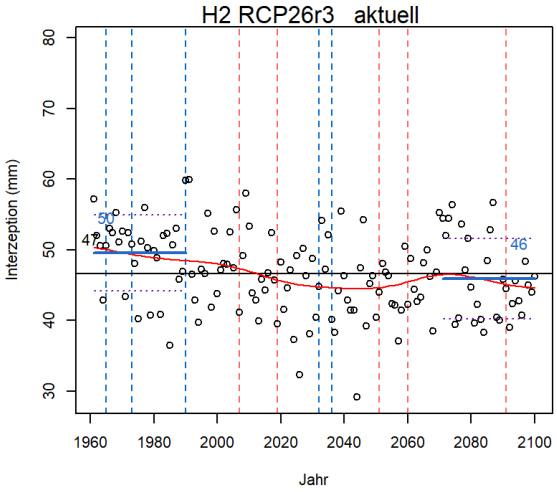



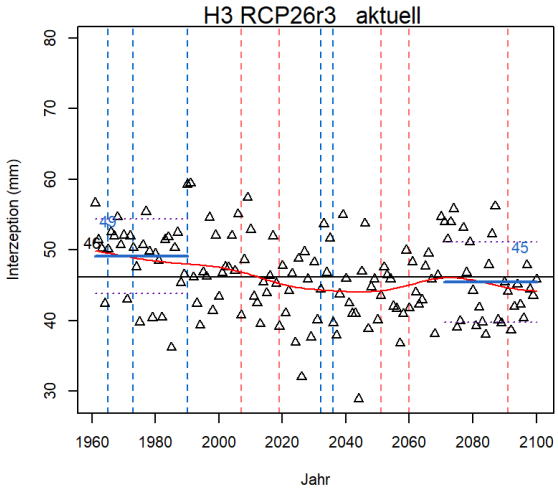



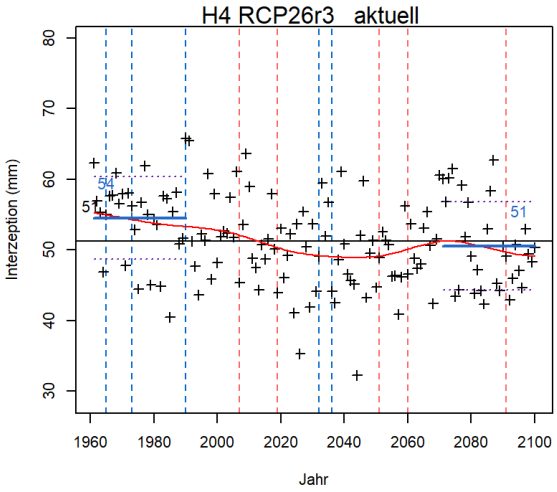



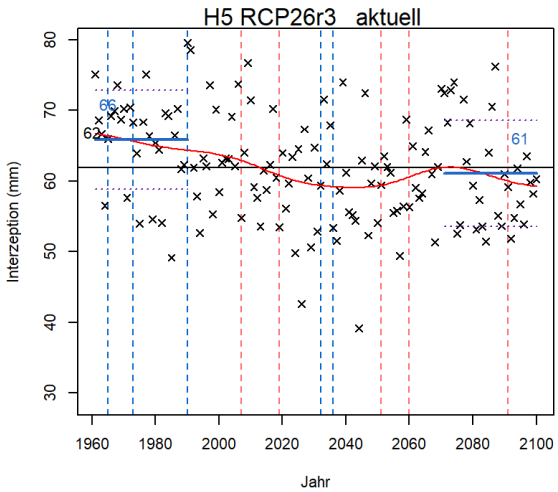

Szenario RCP2.6, Lauf 1



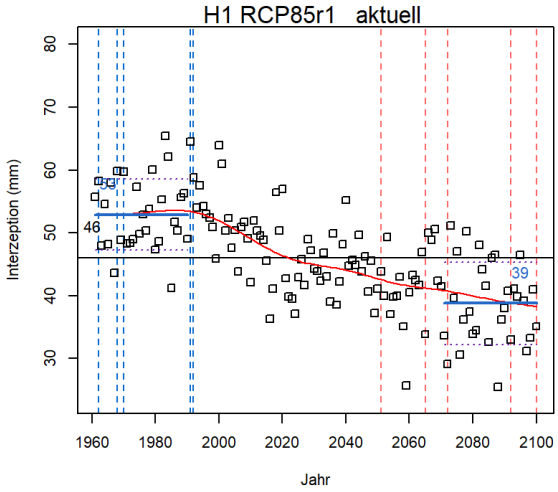



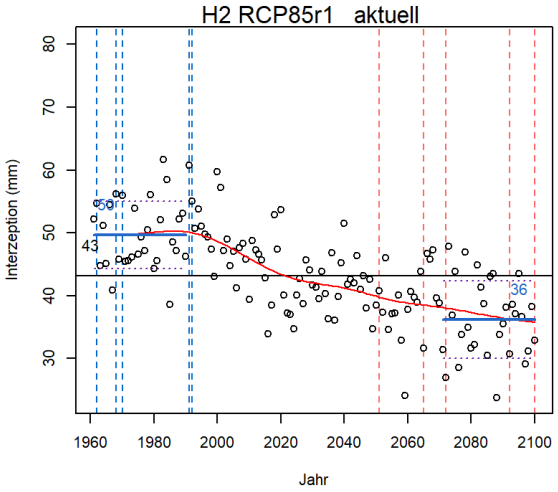



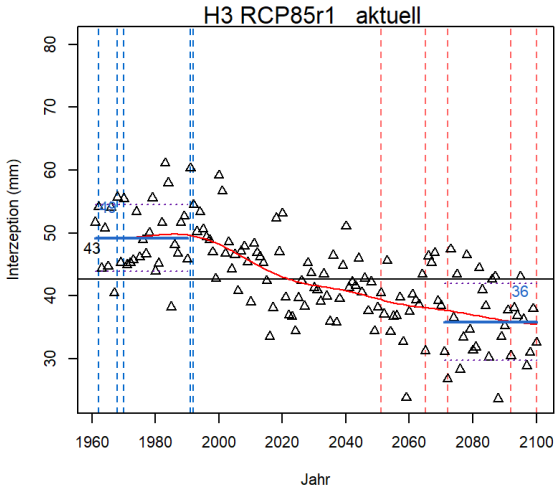



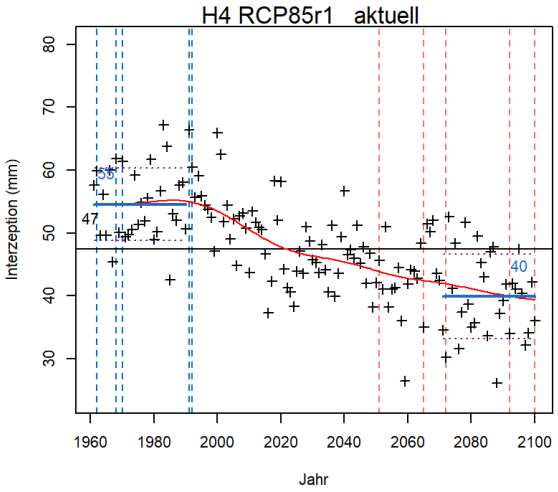



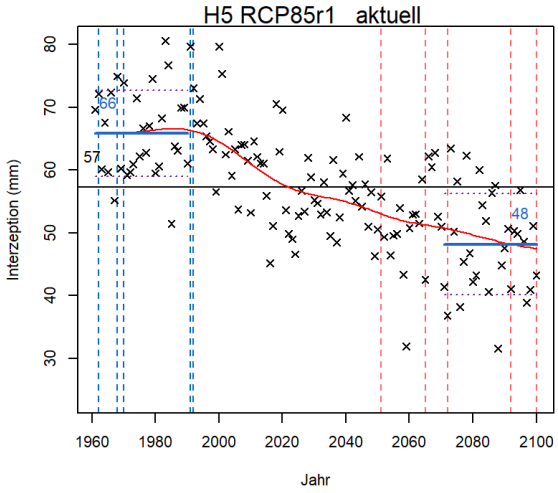

Szenario RCP2.6, Lauf 3



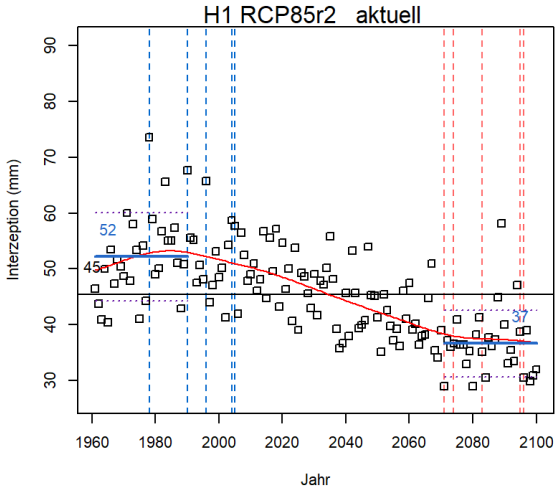



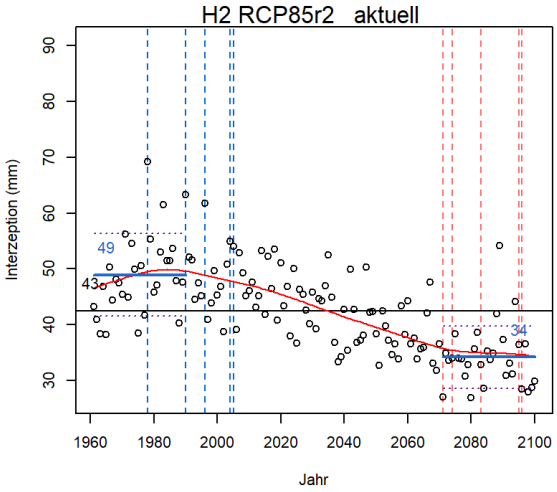



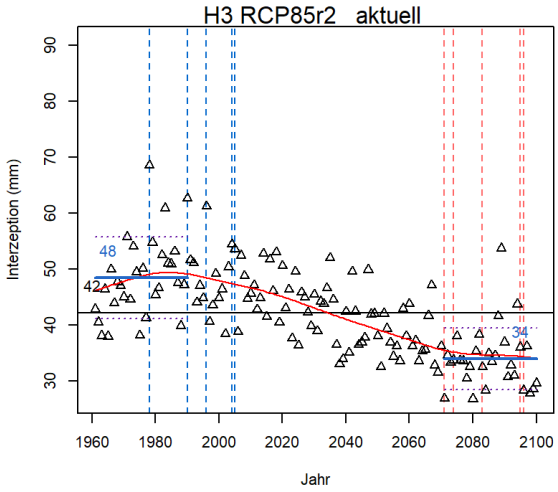



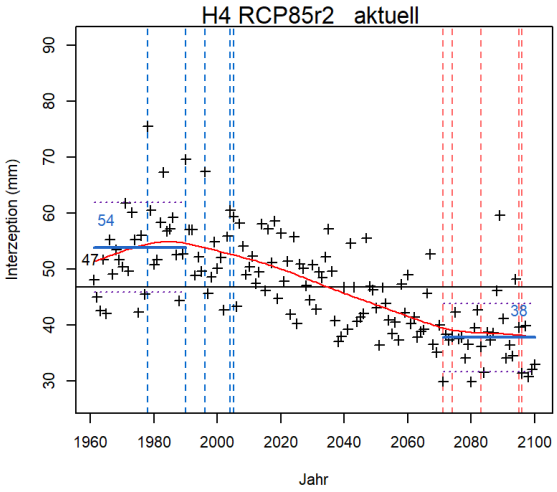



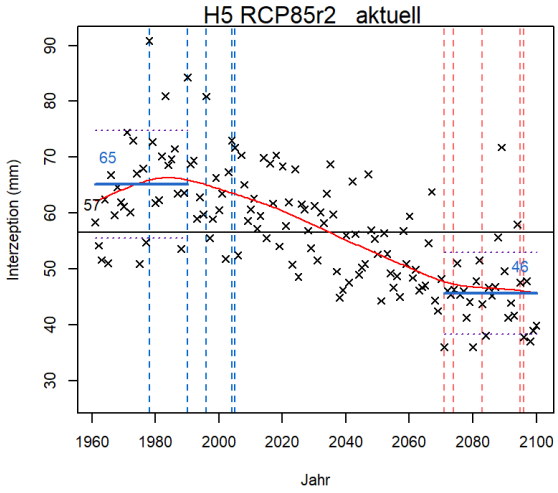

Szenario RCP8.5, Lauf 1



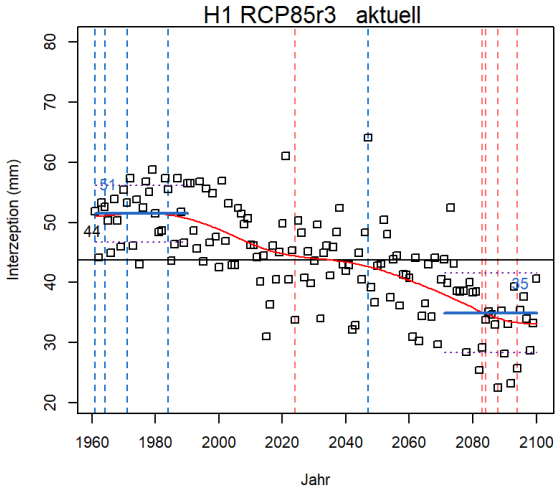



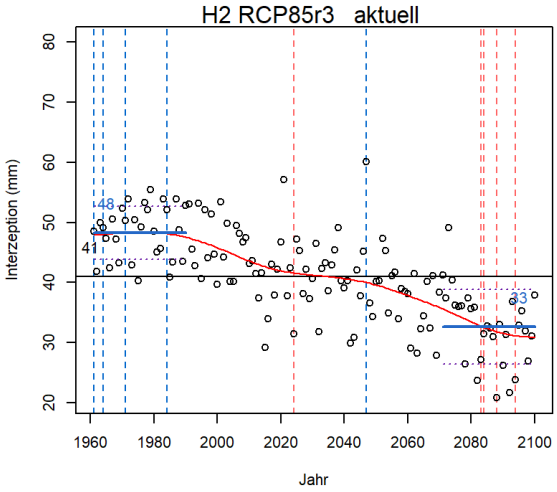



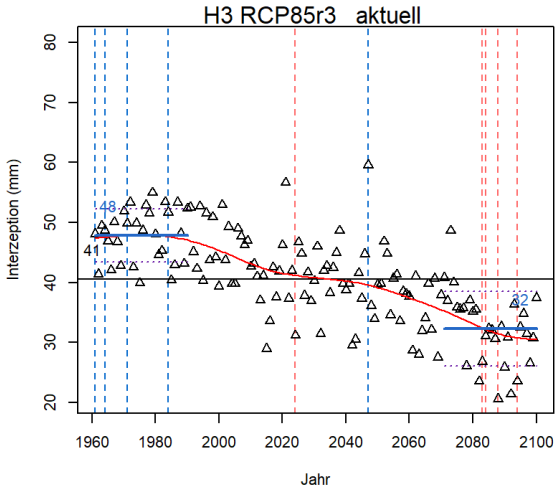



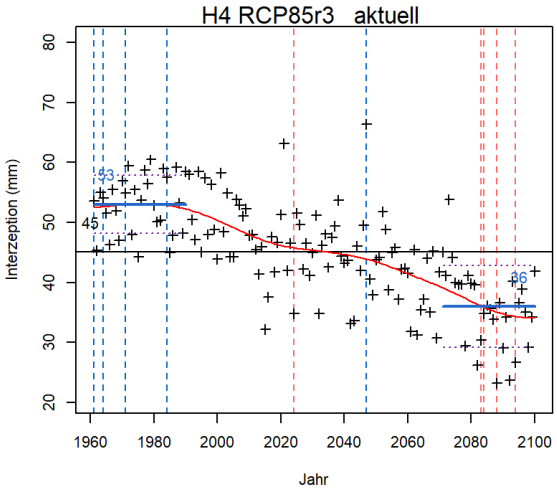



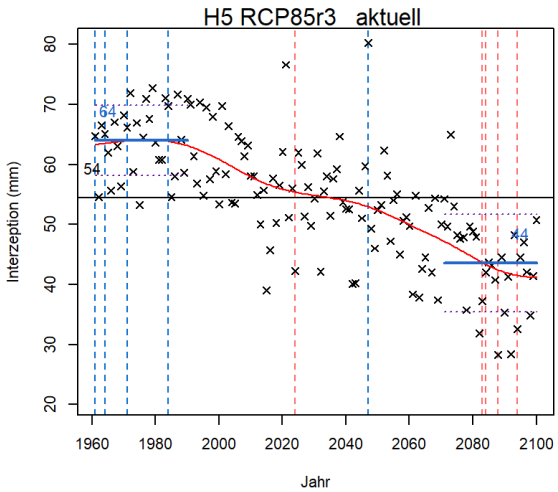

Szenario RCP8.5, Lauf 2



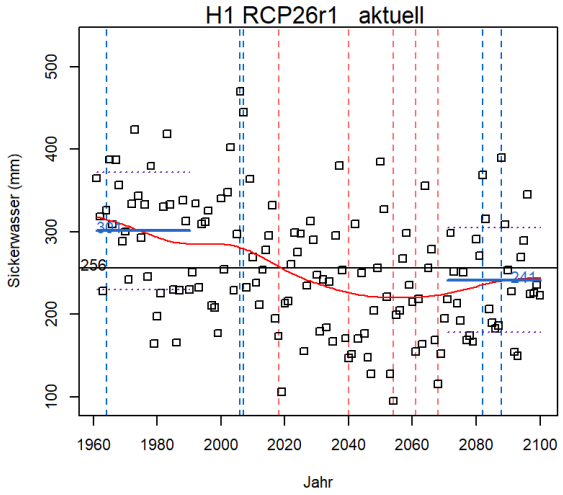



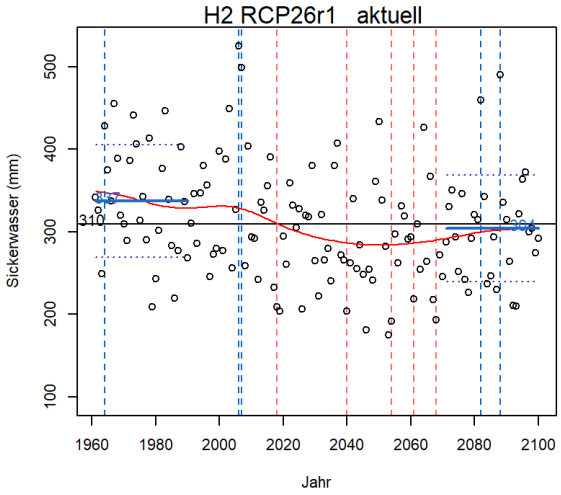



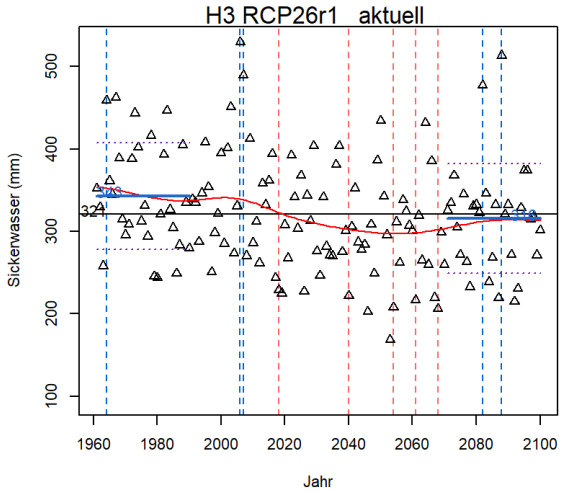



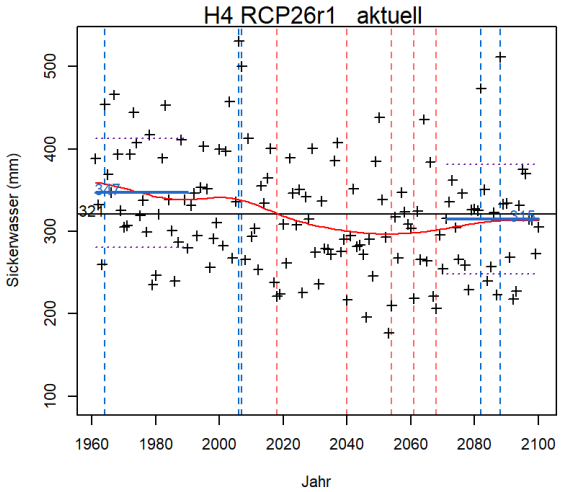

Szenario RCP8.5, Lauf 3

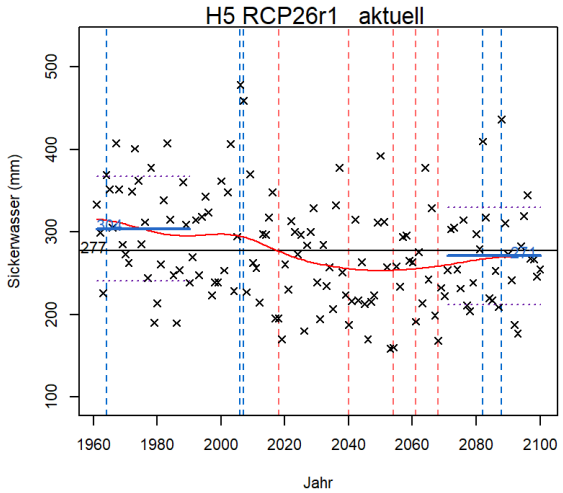
**Anlage 16: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, aktuelles Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



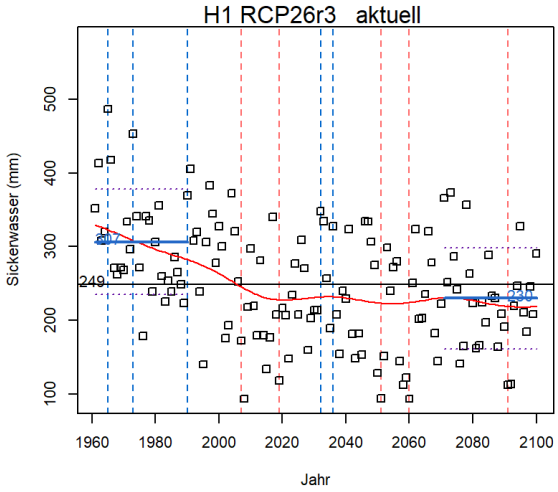



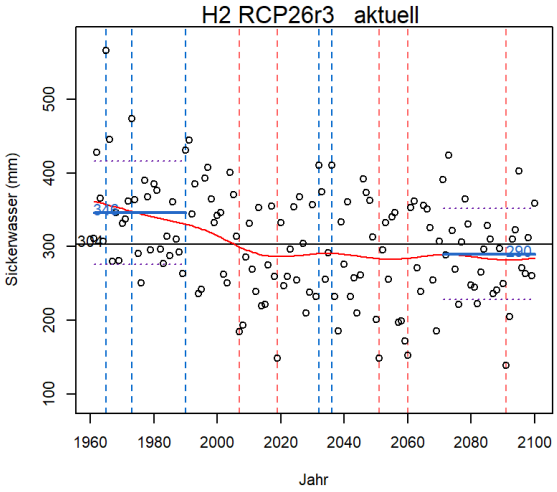



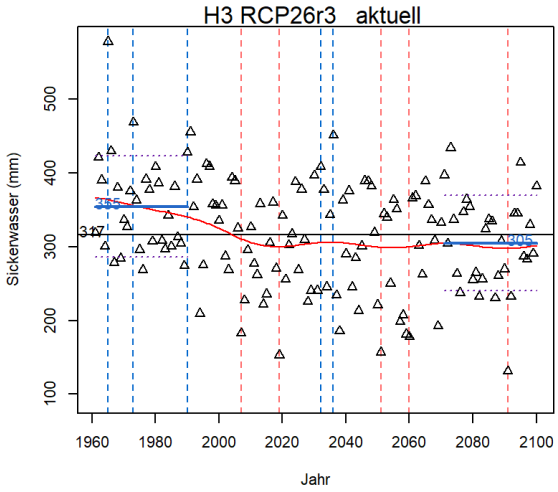



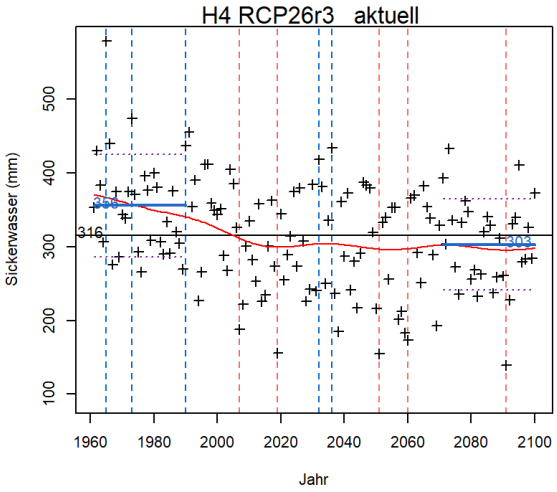



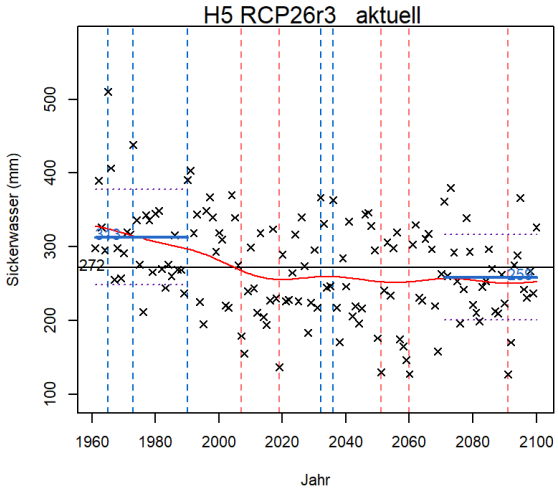

Szenario RCP2.6, Lauf 1



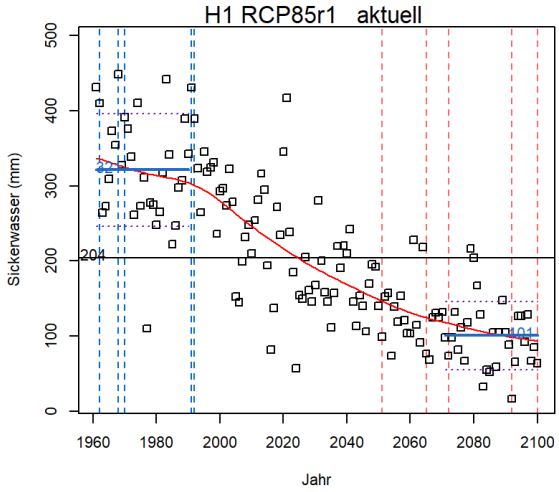



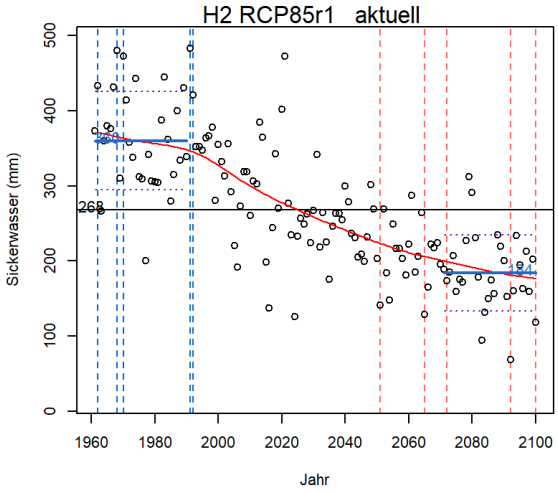



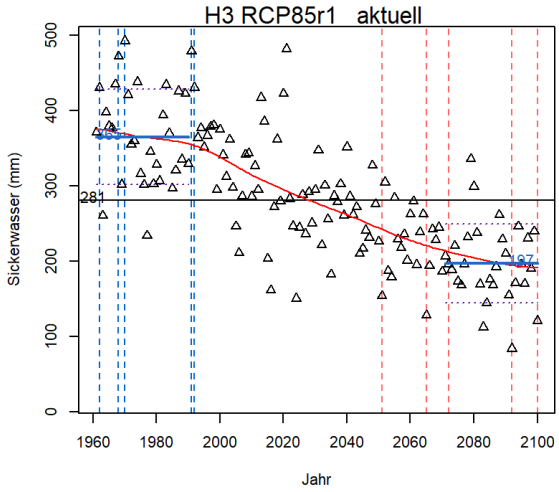



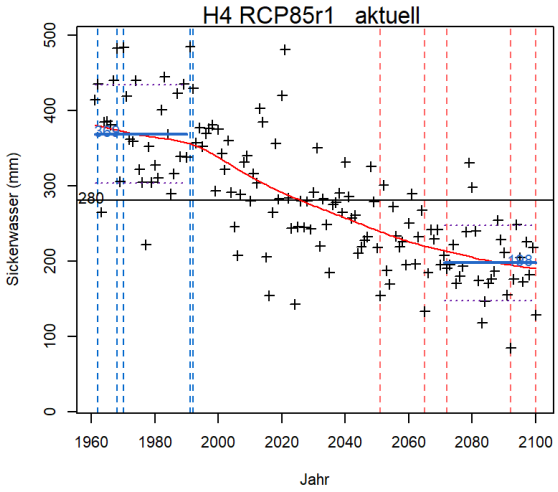



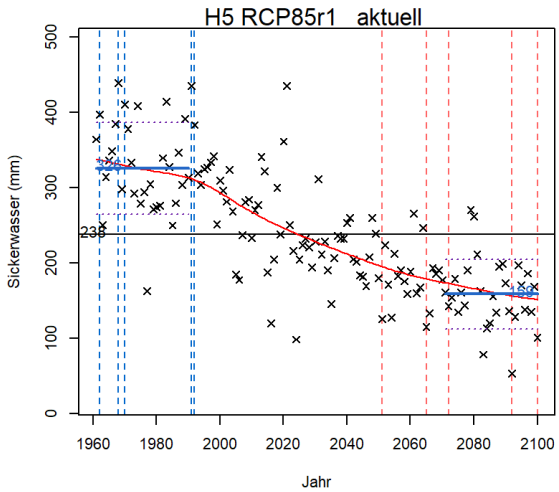

Szenario RCP2.6, Lauf 3



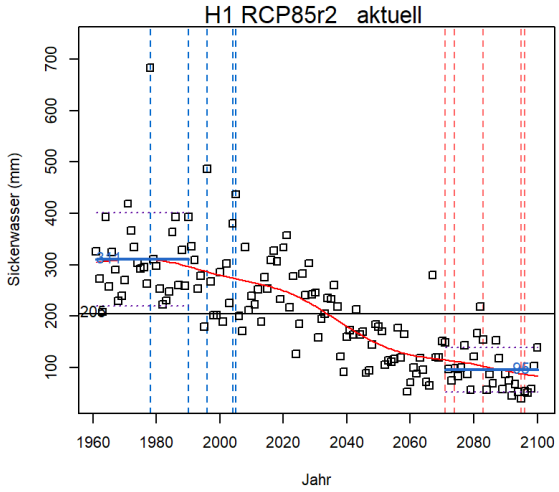



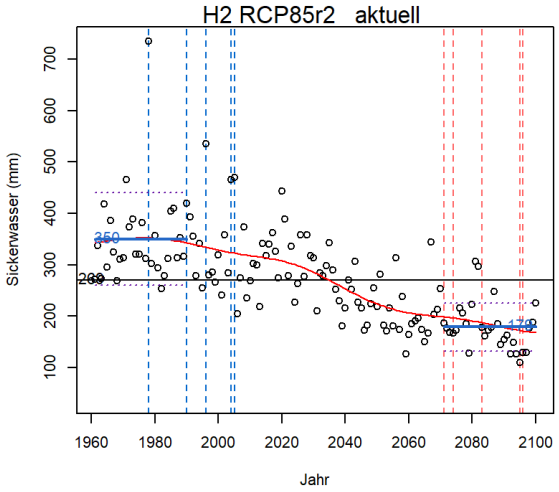



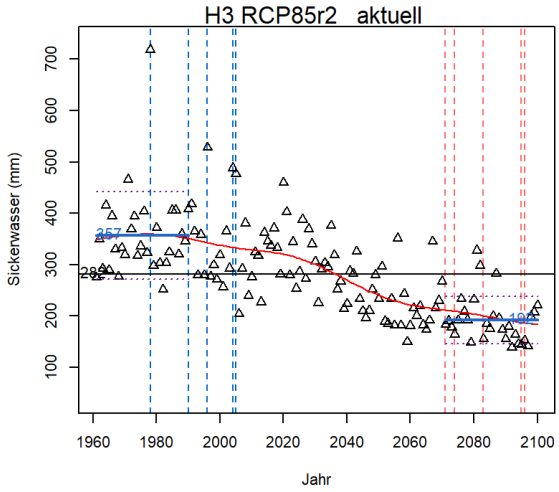



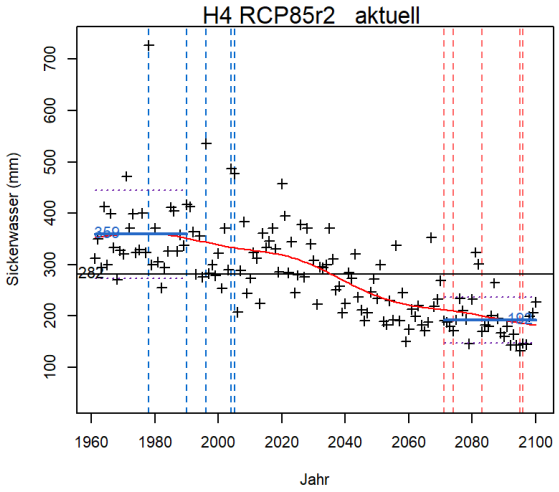



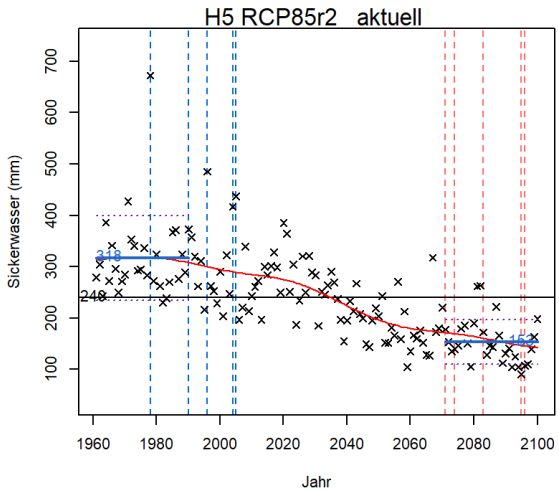

Szenario RCP8.5, Lauf 1



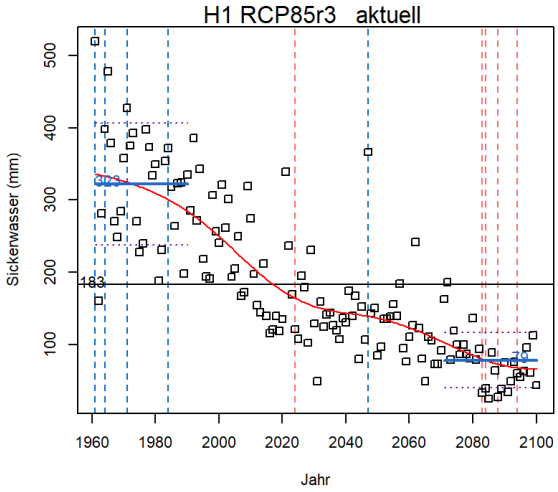



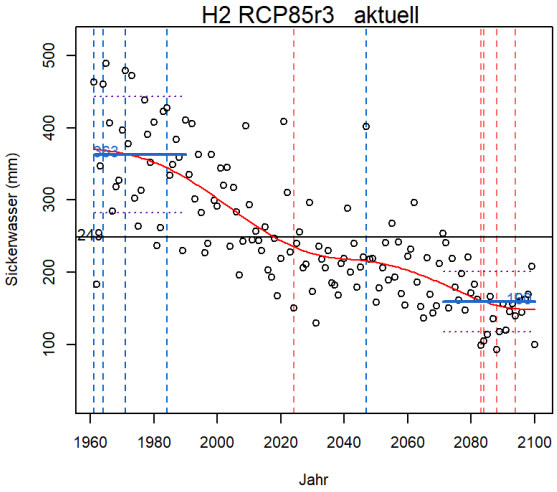



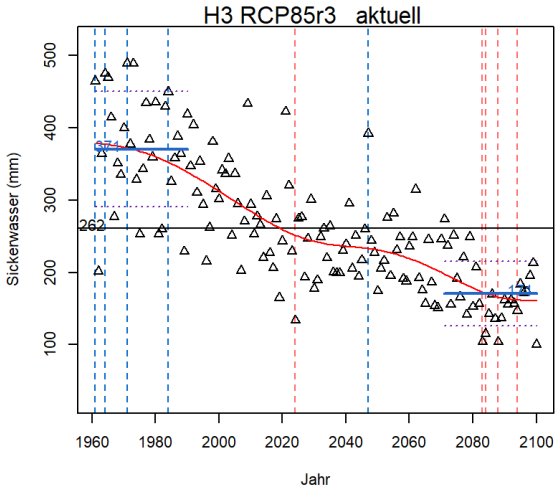



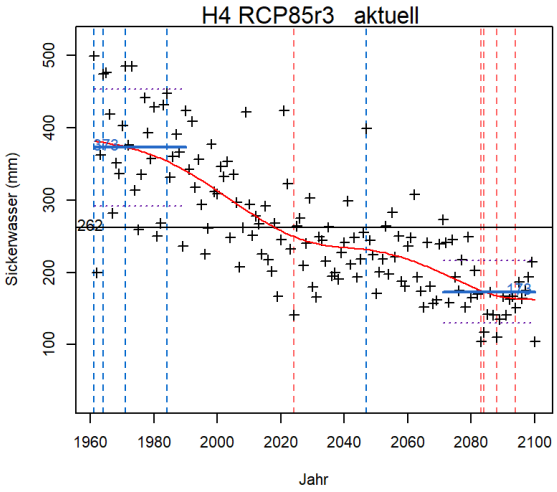



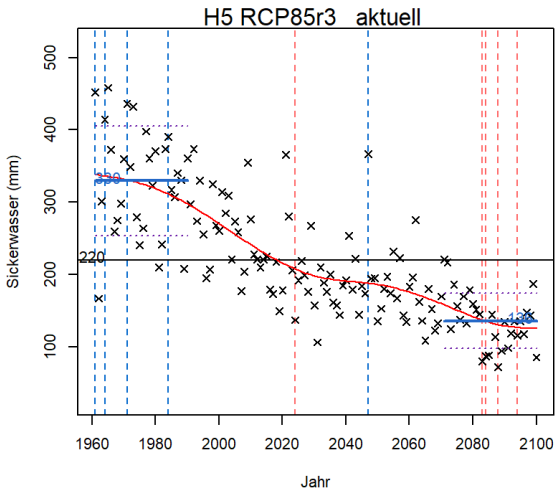

Szenario RCP8.5, Lauf 2



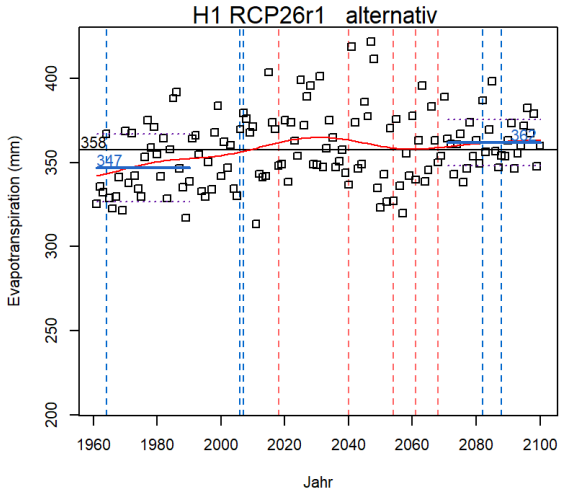



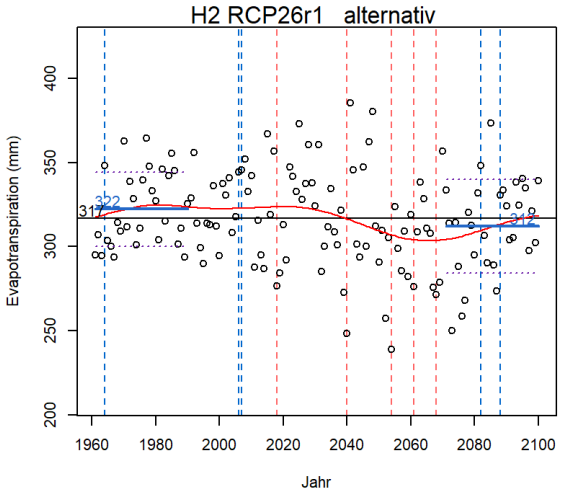



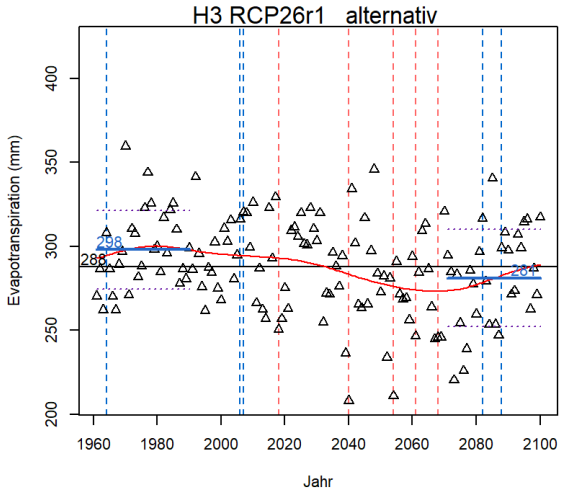



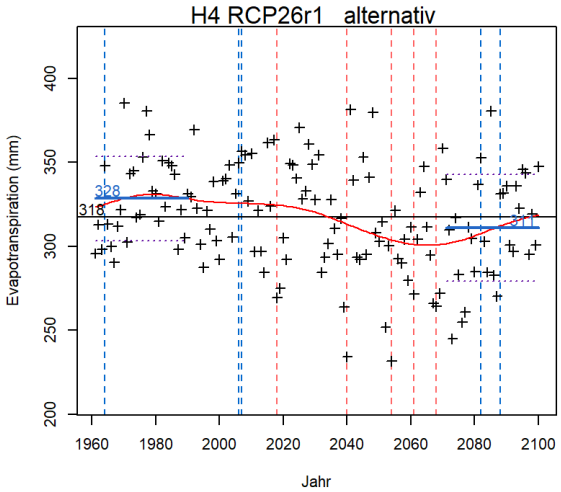

Szenario RCP8.5, Lauf 3

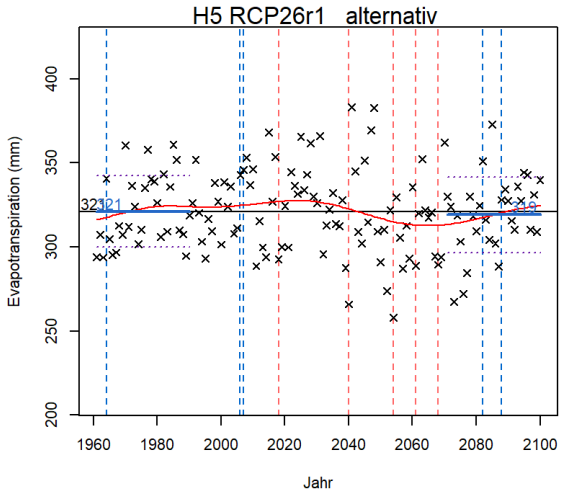
**Anlage 17: Evapotranspirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



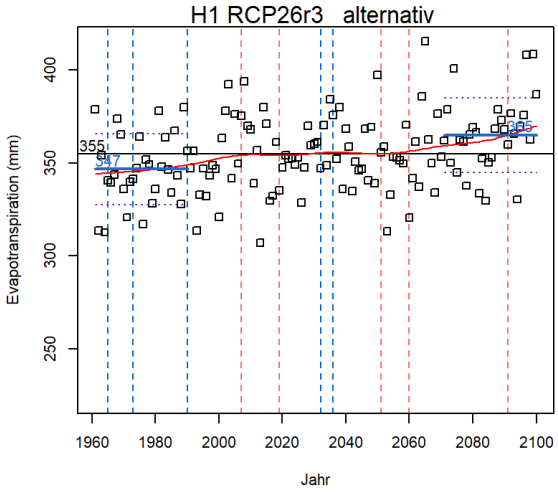



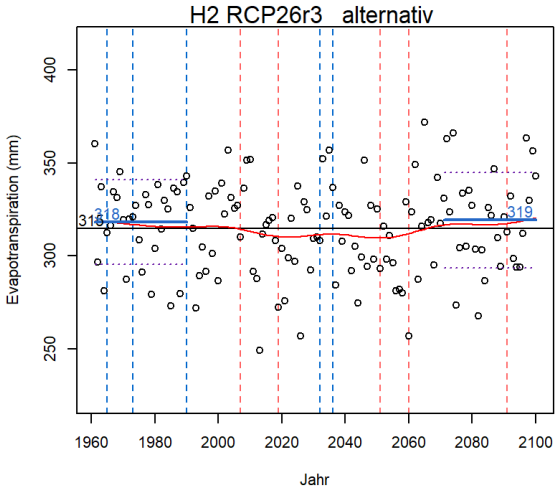



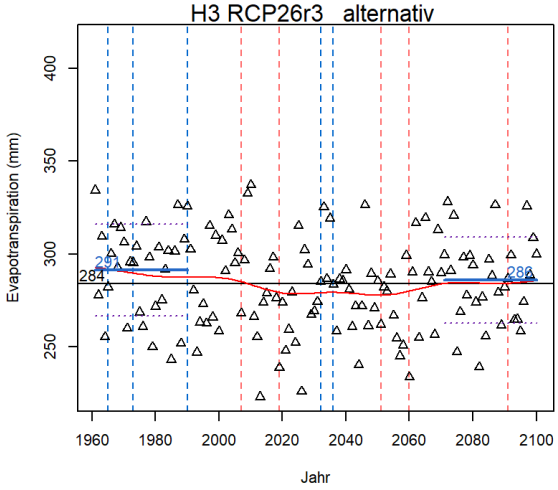



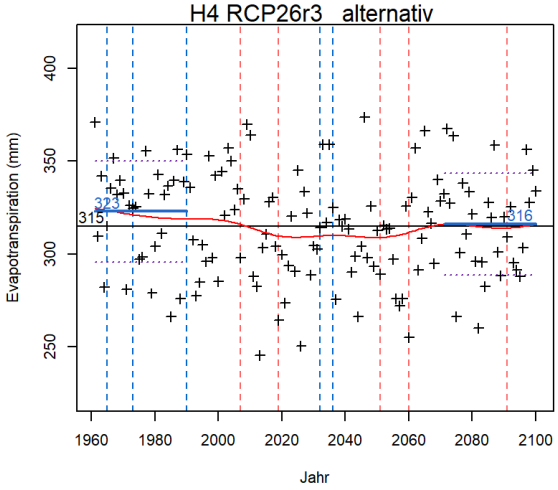



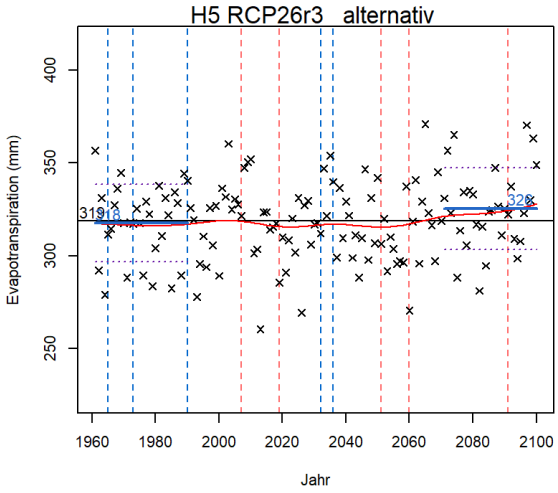

Szenario RCP2.6, Lauf 1



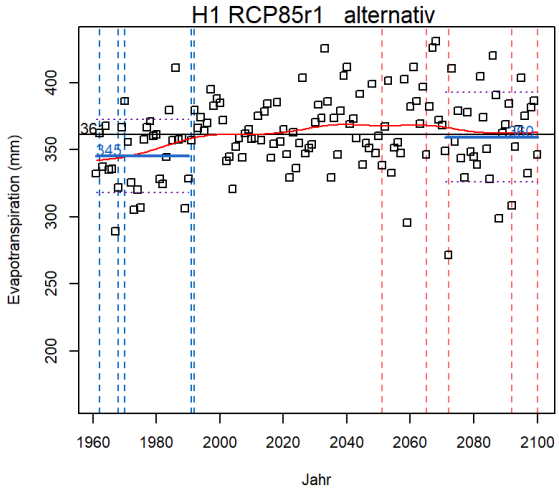



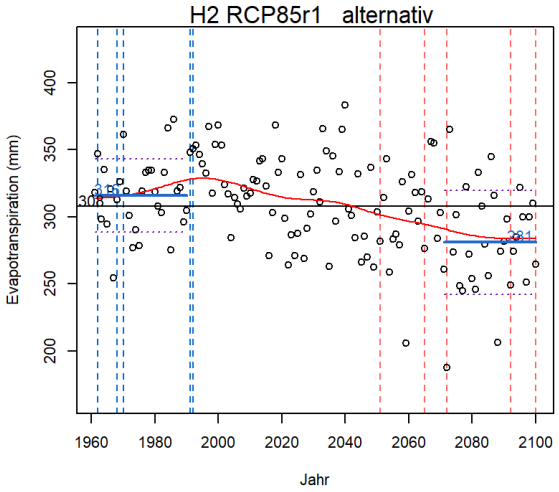



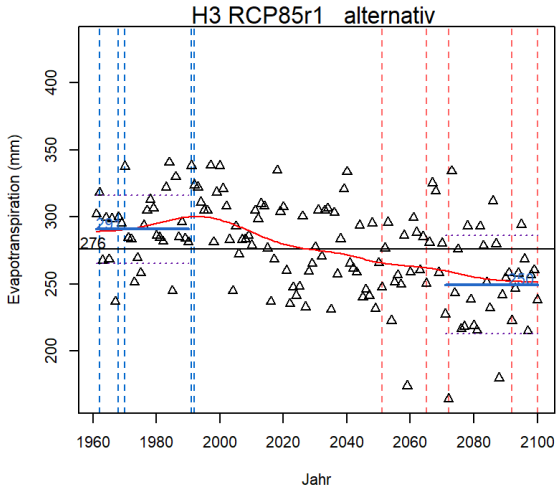



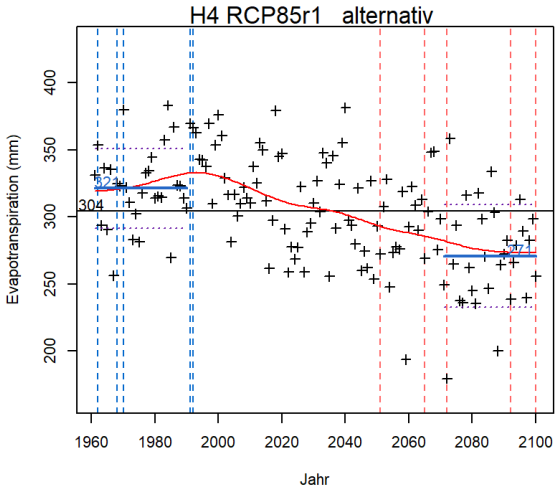



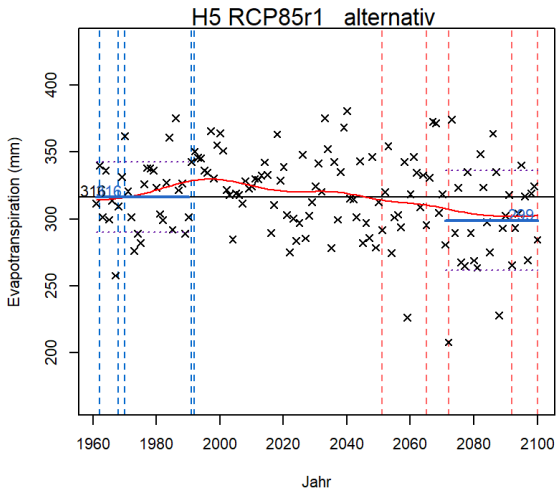

Szenario RCP2.6, Lauf 3



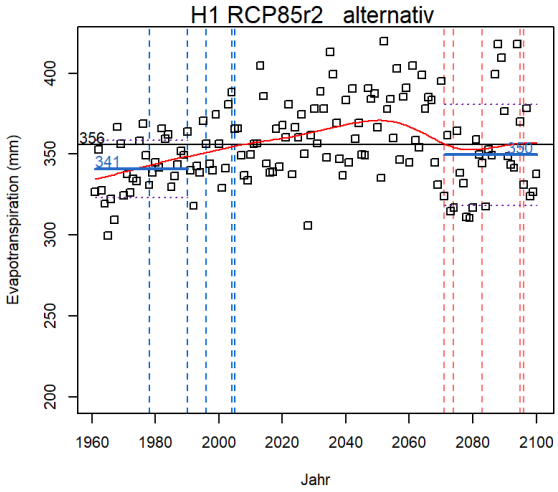



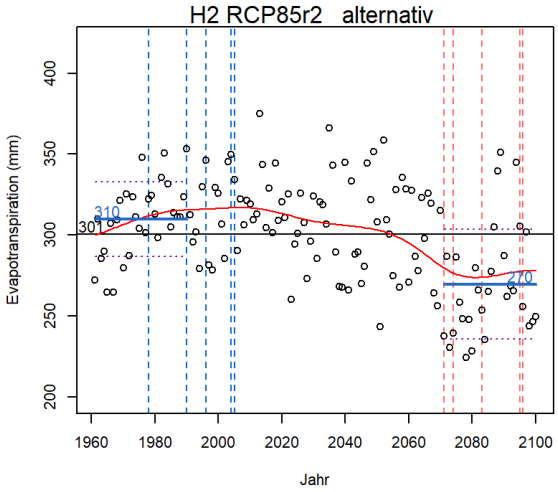



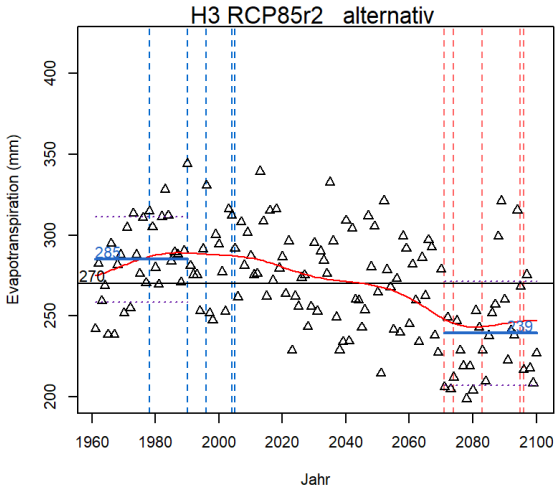



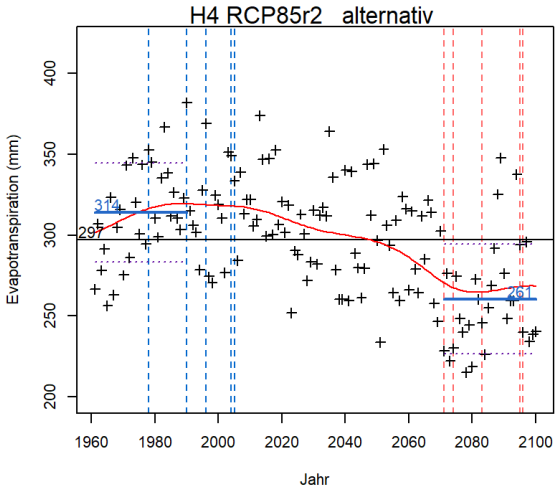



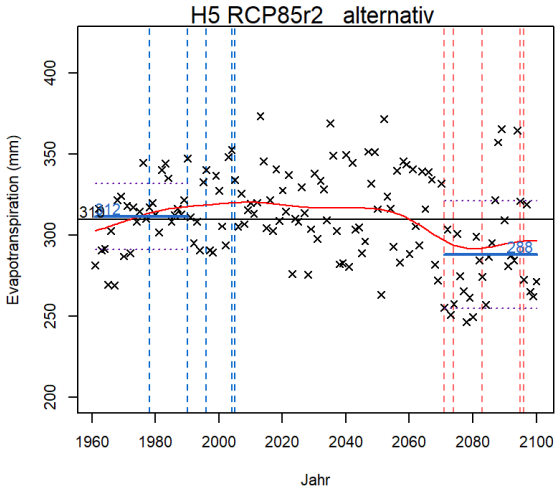

Szenario RCP8.5, Lauf 1



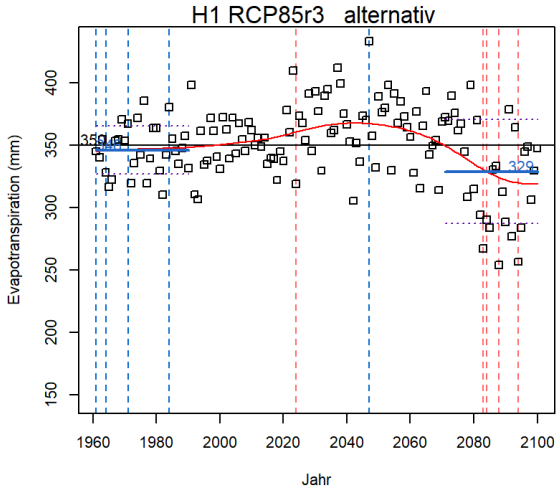



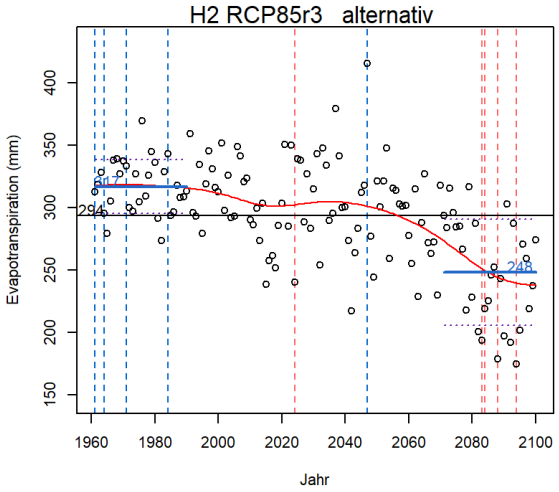



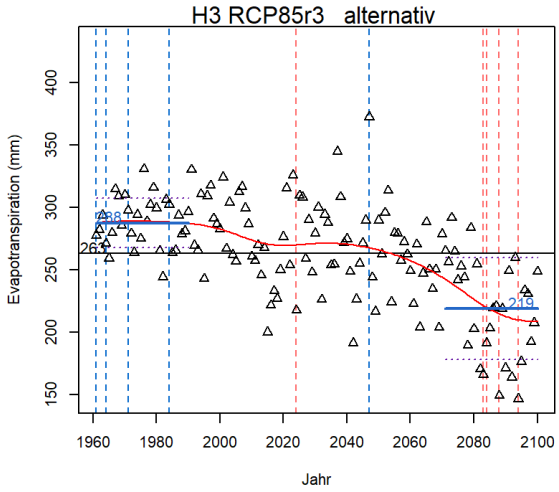



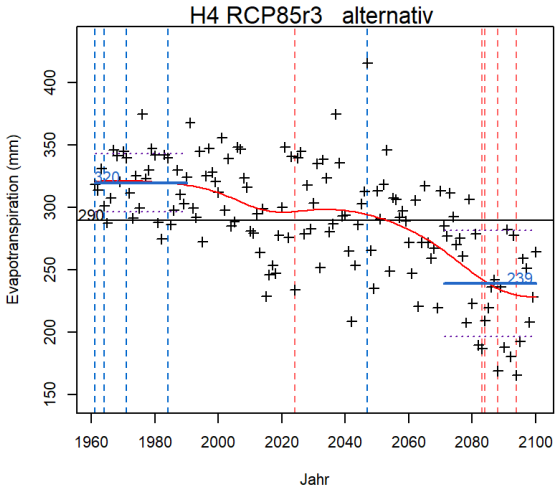



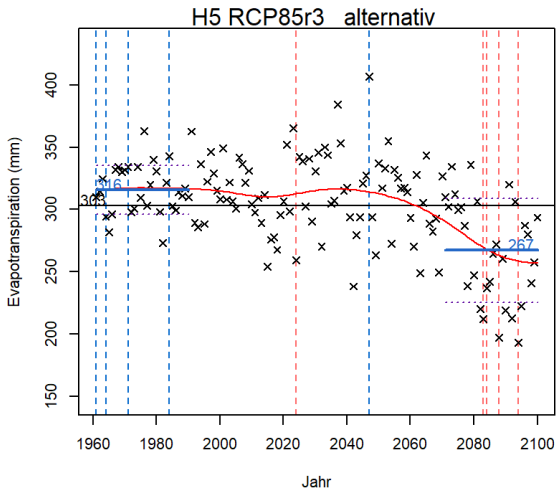

Szenario RCP8.5, Lauf 2



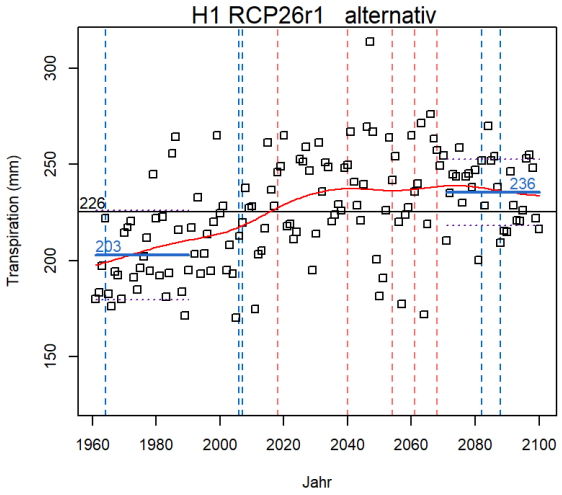



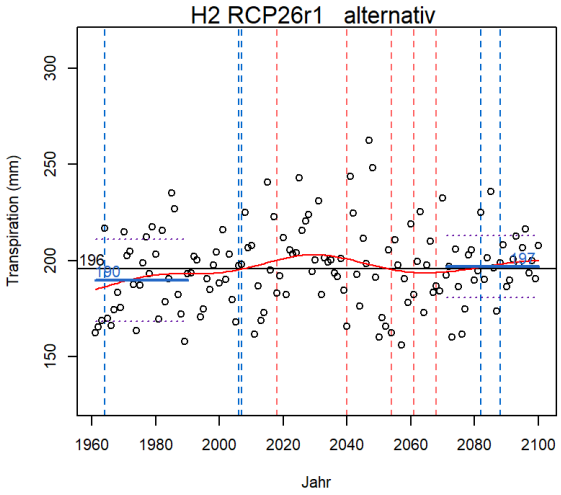



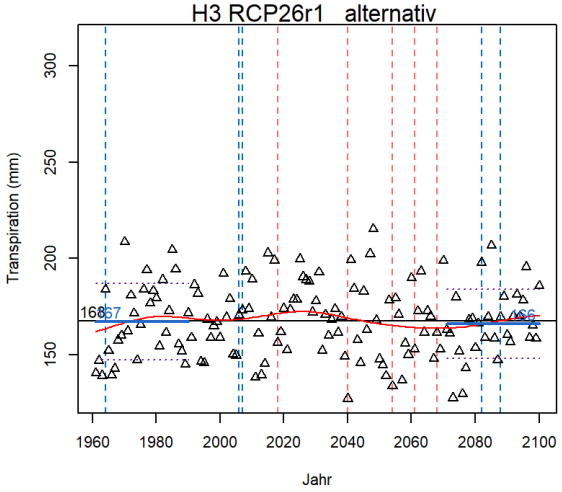



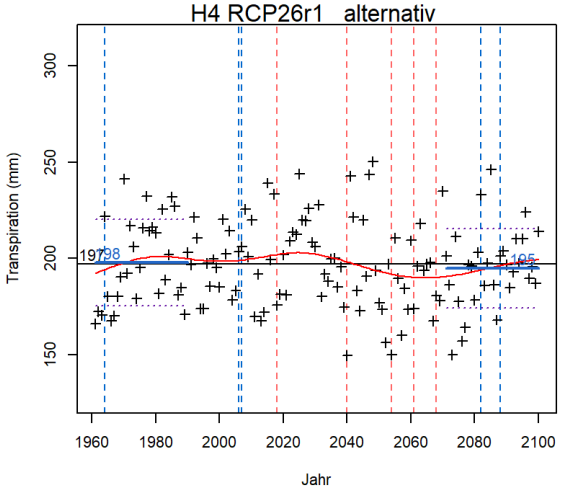

Szenario RCP8.5, Lauf 3

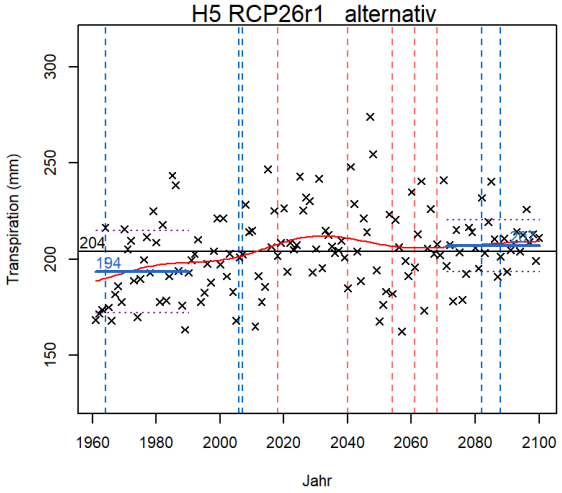
**Anlage 18: Transpirationsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



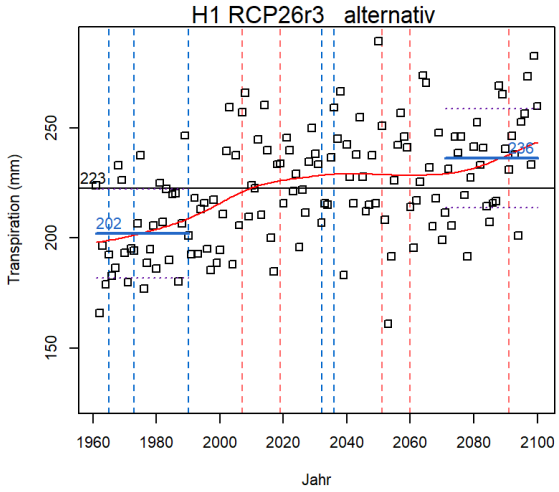



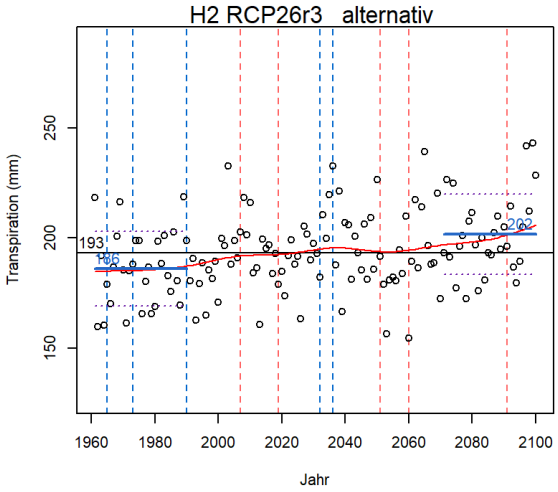



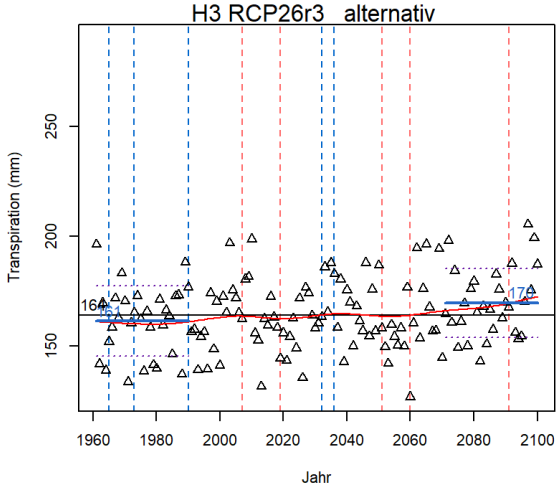



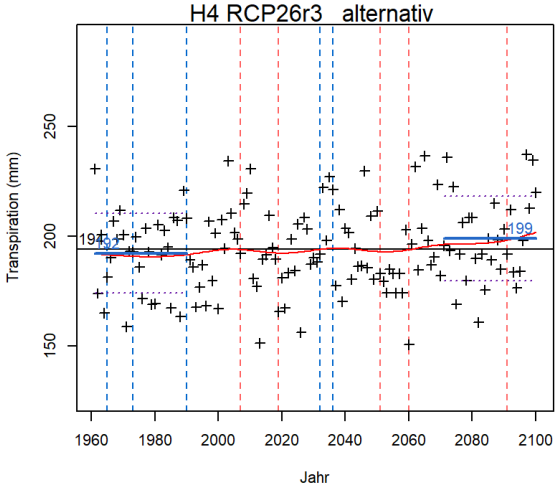



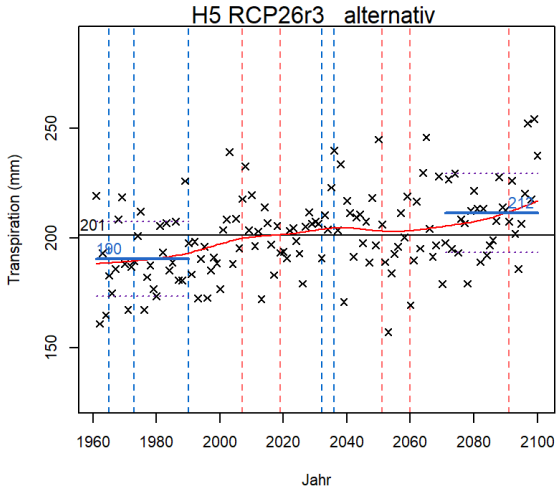

Szenario RCP2.6, Lauf 1



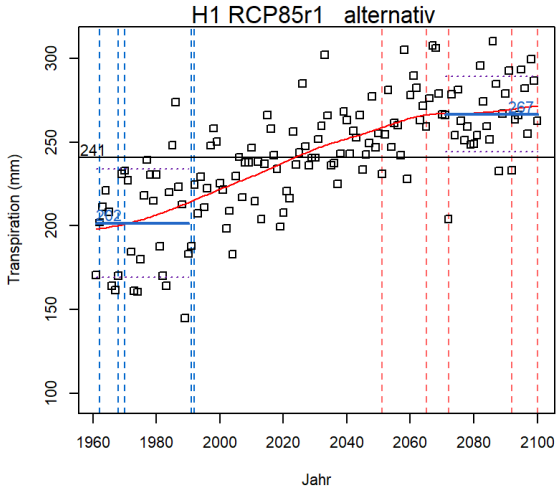



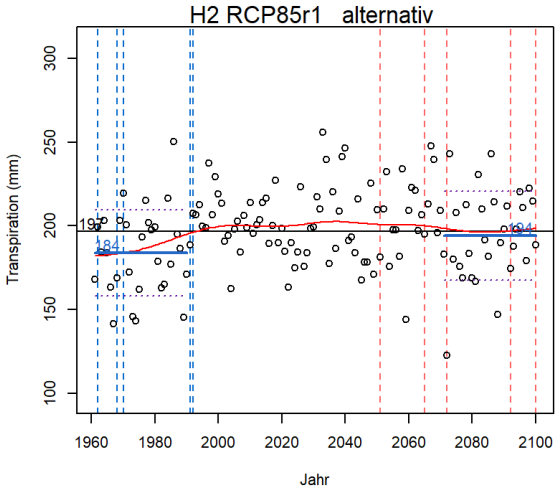



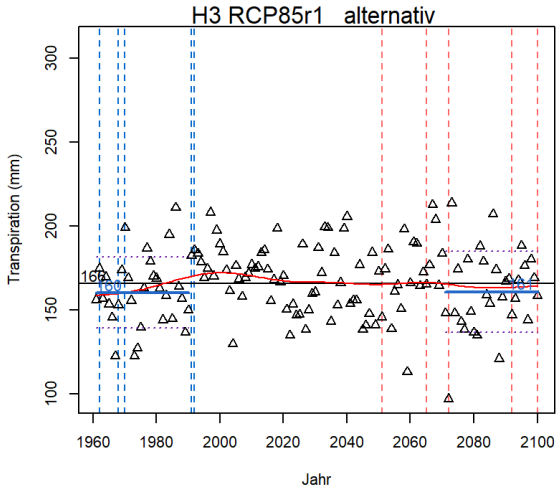



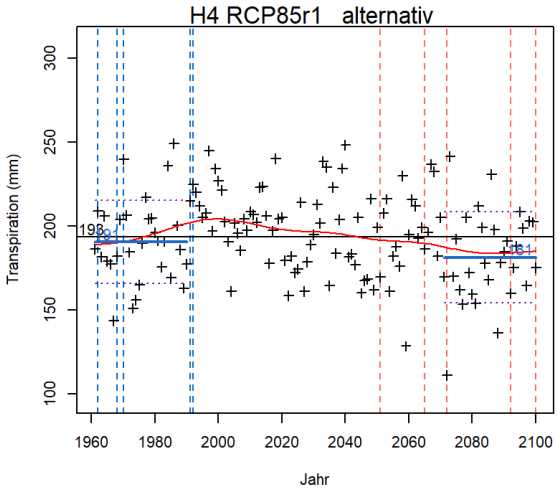



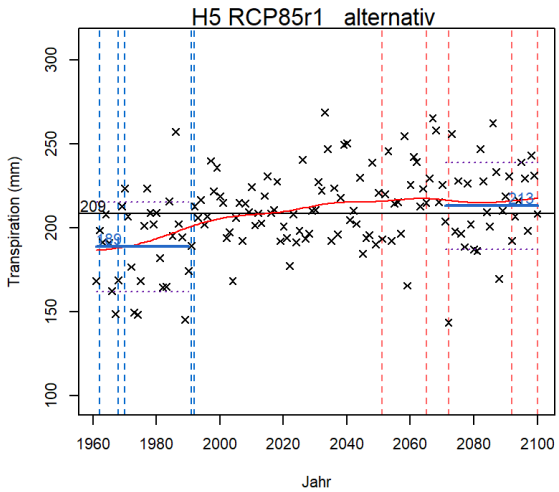

Szenario RCP2.6, Lauf 3



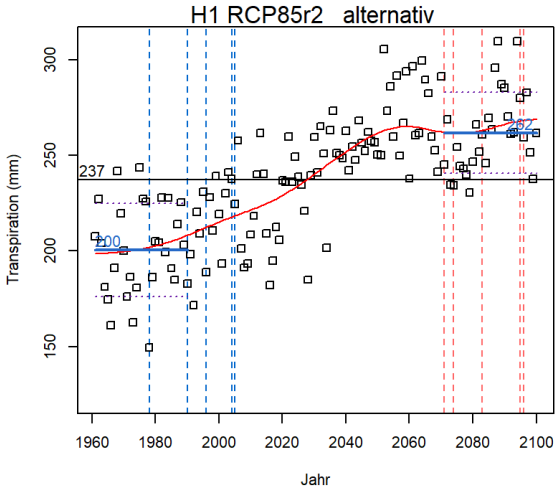



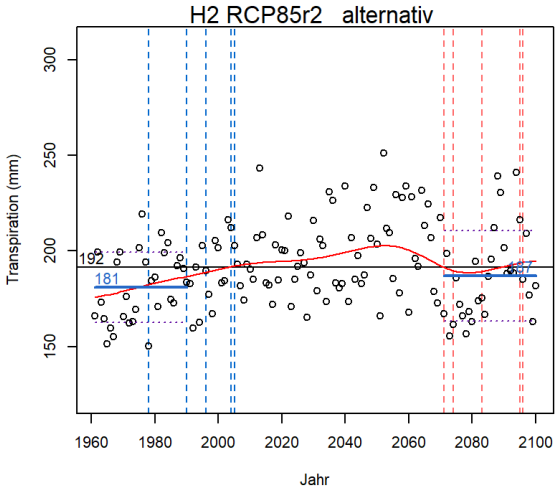



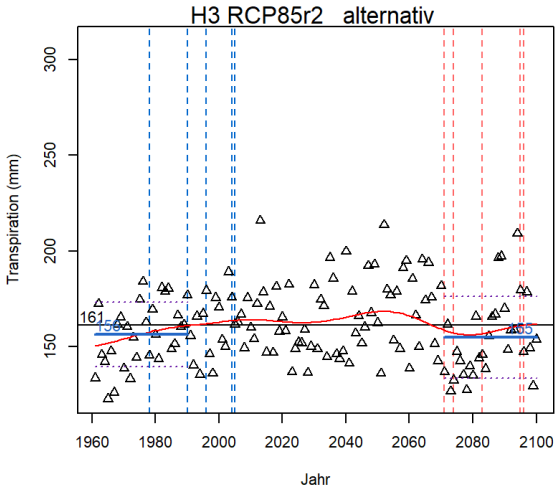



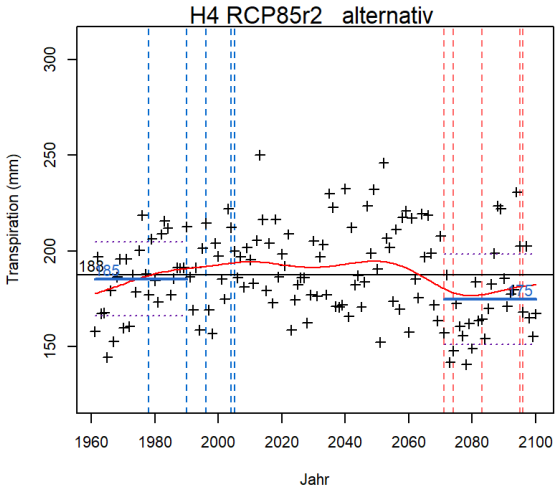



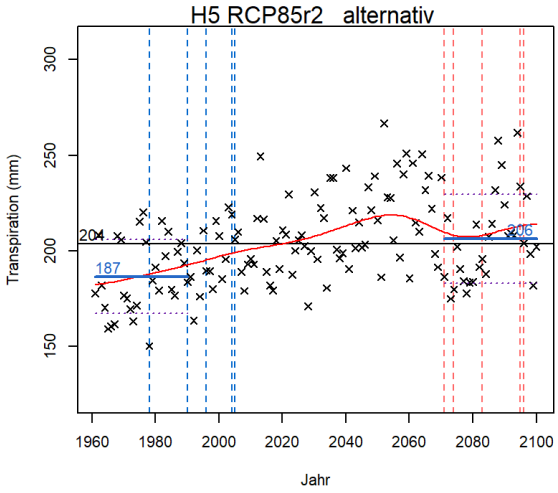

Szenario RCP8.5, Lauf 1



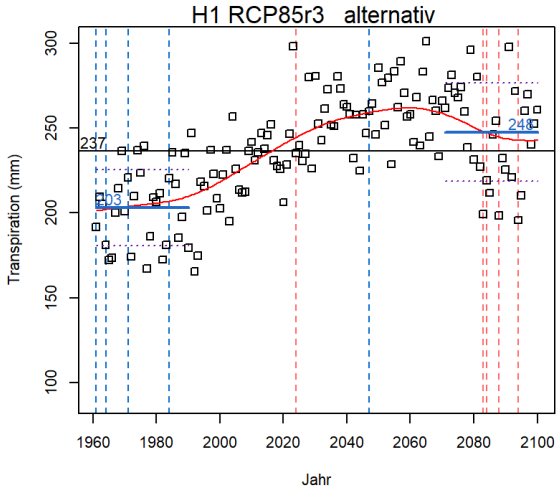



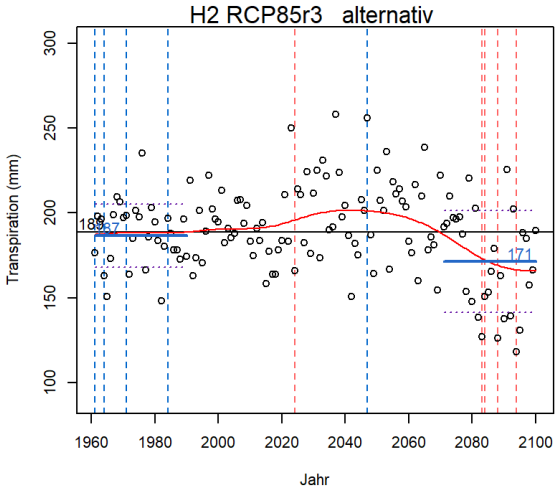



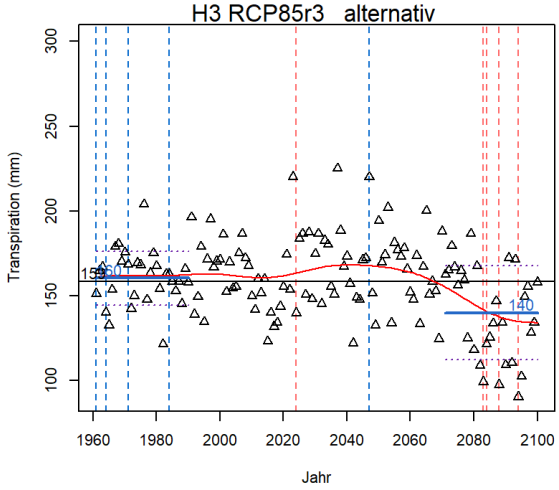



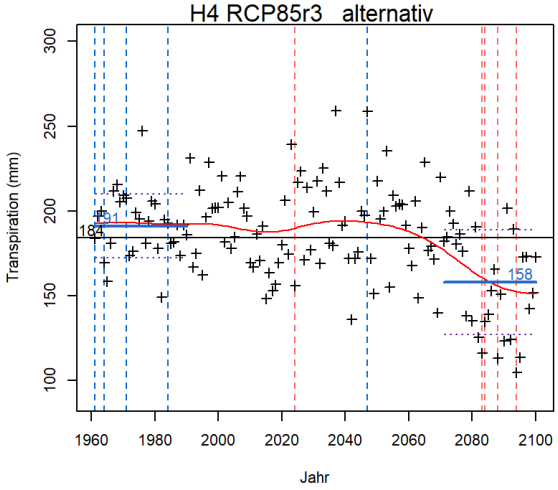



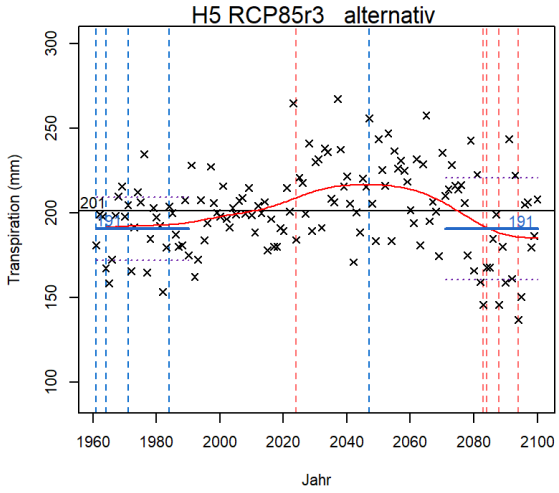

Szenario RCP8.5, Lauf 2



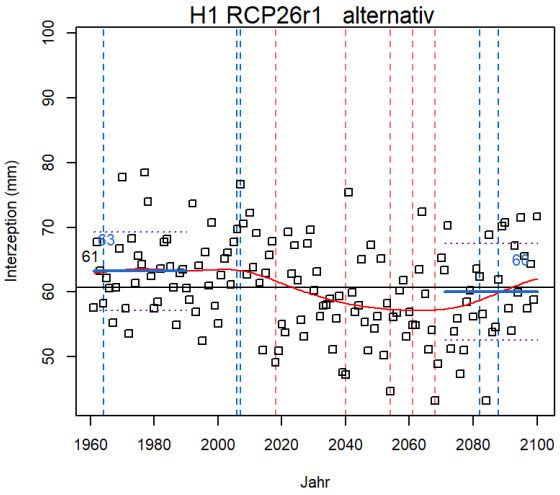



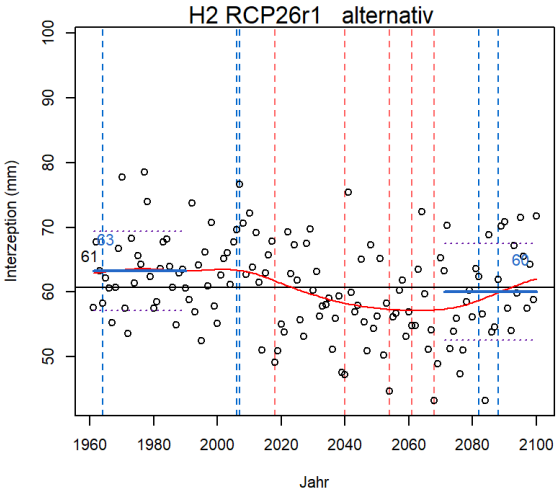



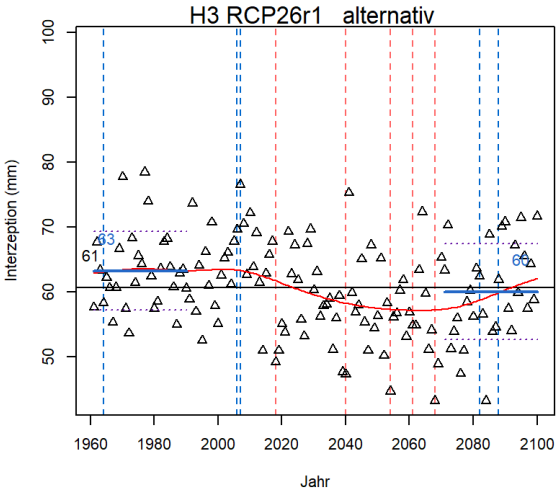



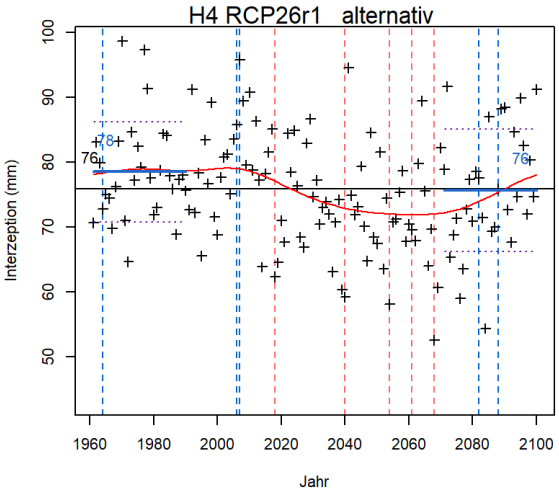

Szenario RCP8.5, Lauf 3

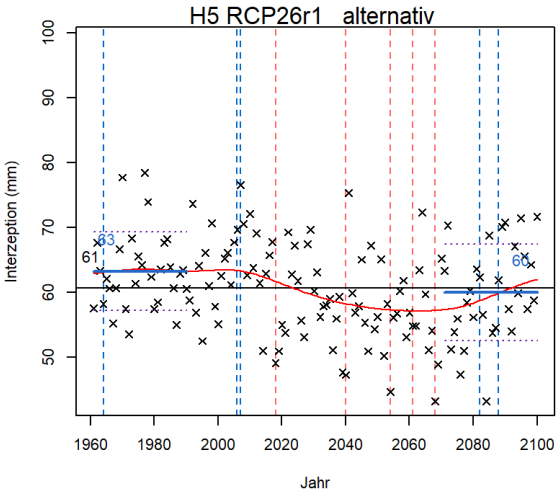
**Anlage 19: Interzeptionsverläufe für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



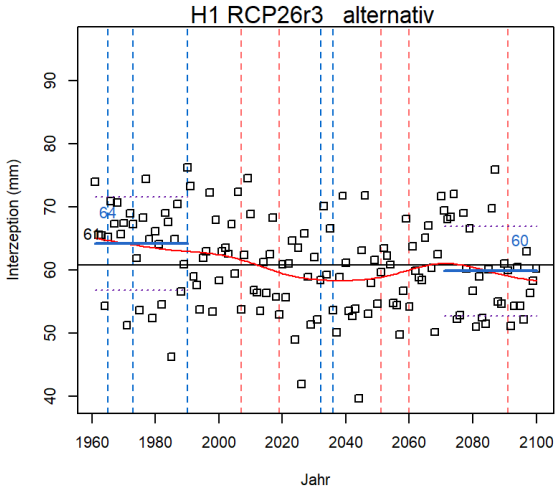



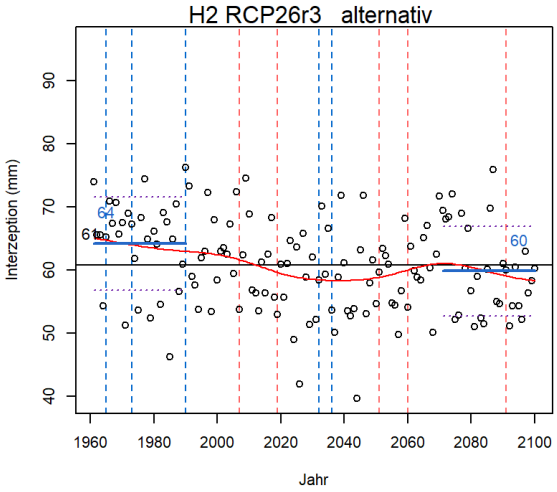



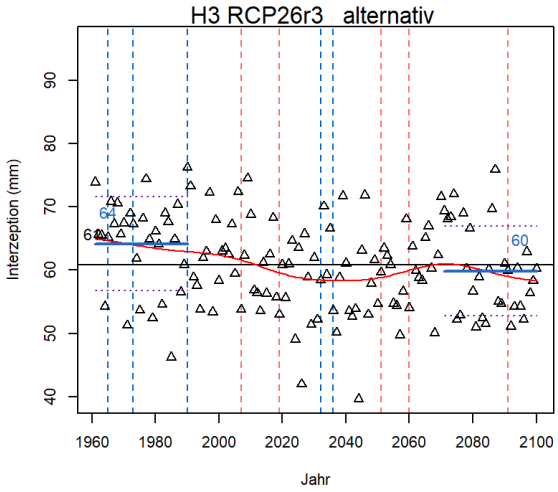



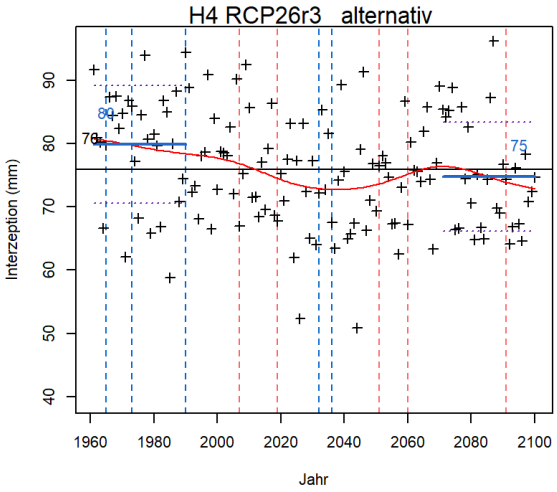



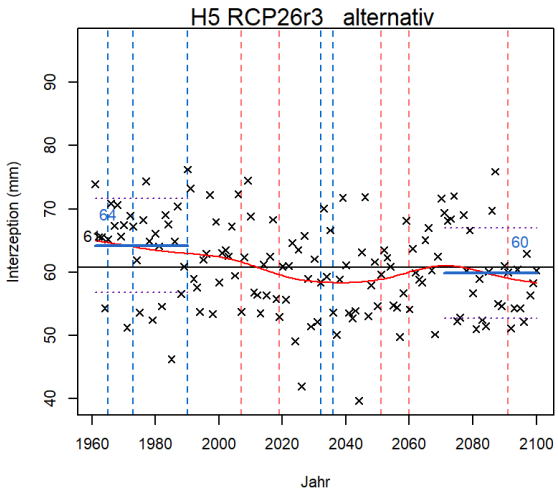

Szenario RCP2.6, Lauf 1



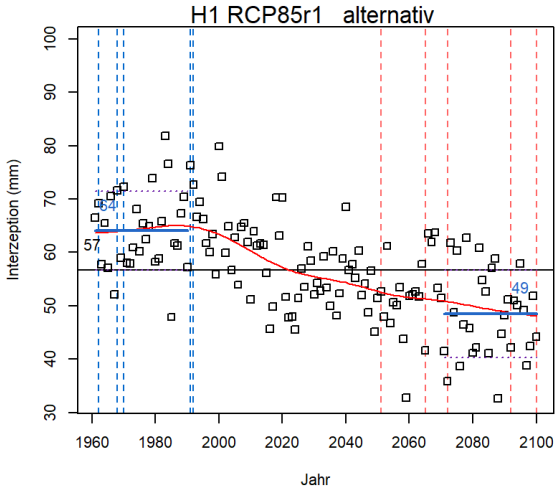



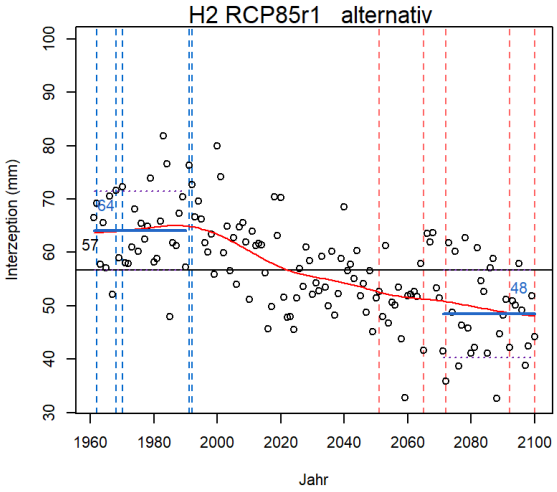



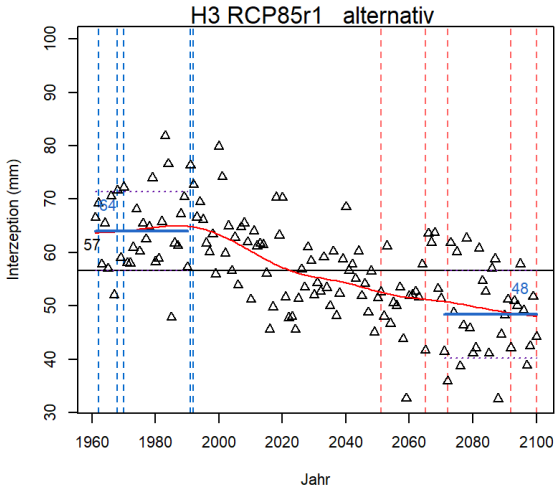



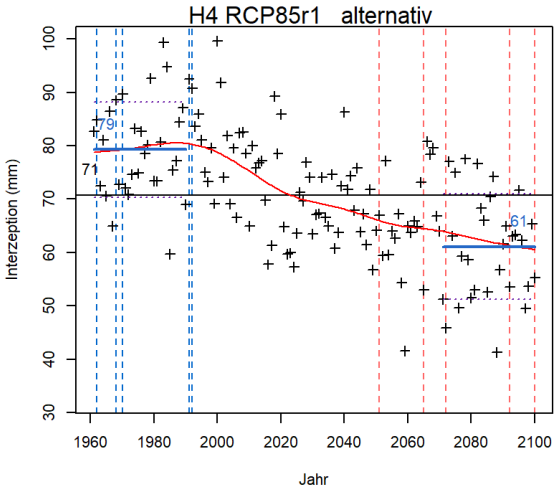



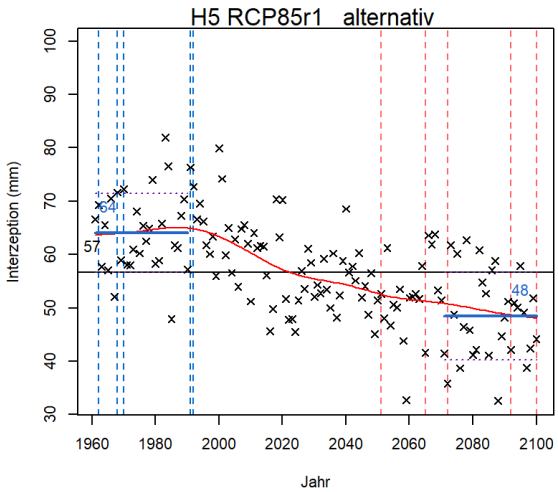

Szenario RCP2.6, Lauf 3



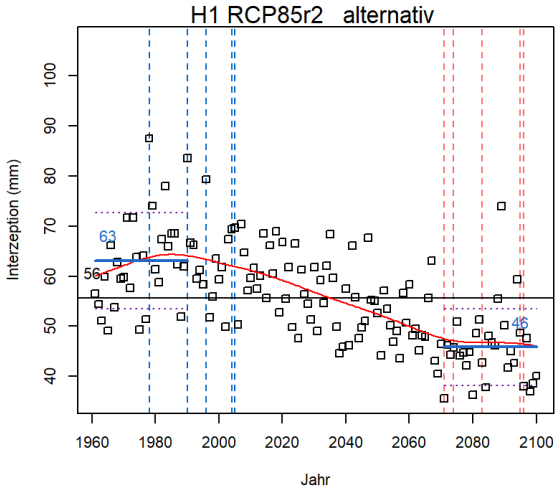



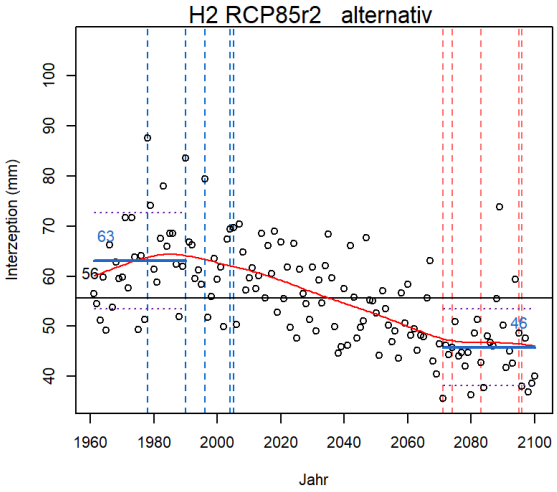



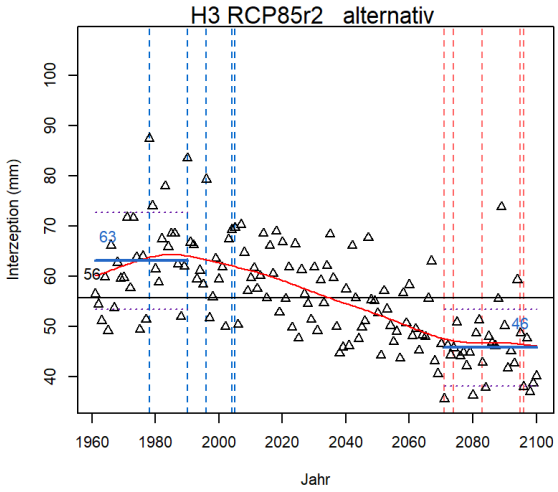



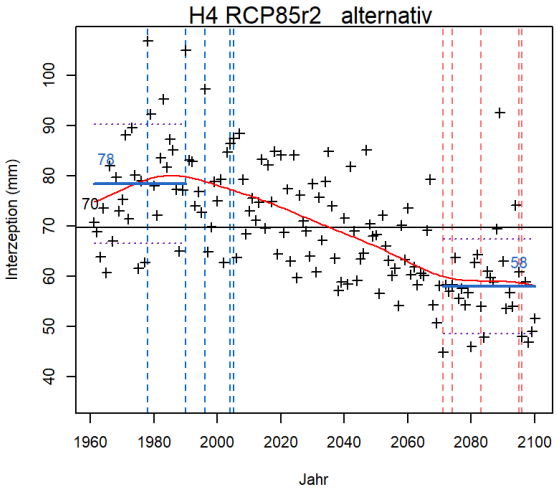



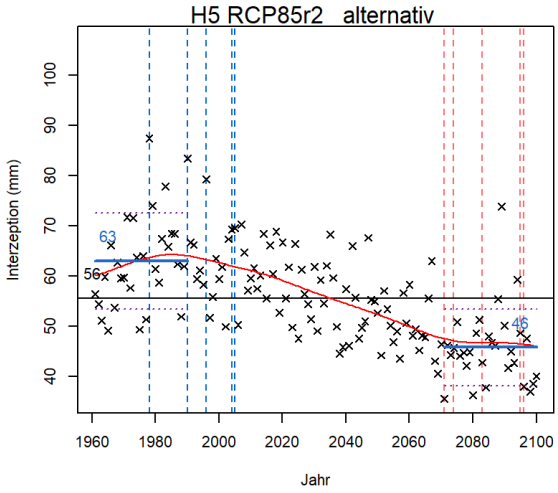

Szenario RCP8.5, Lauf 1



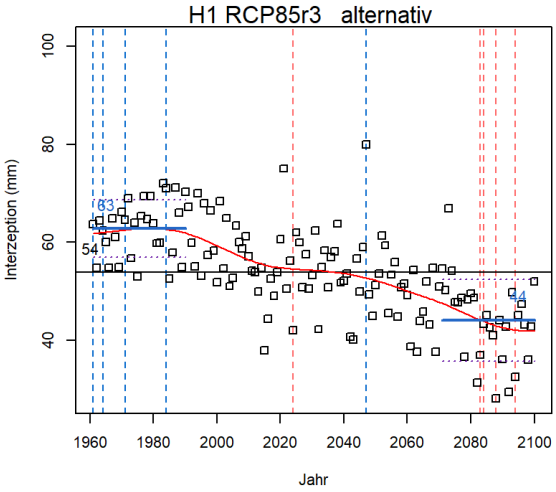



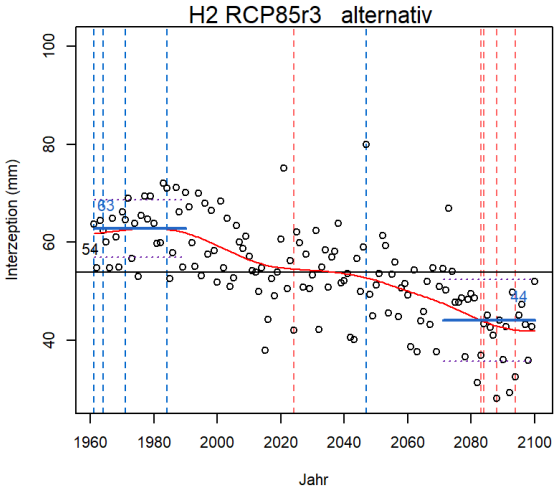



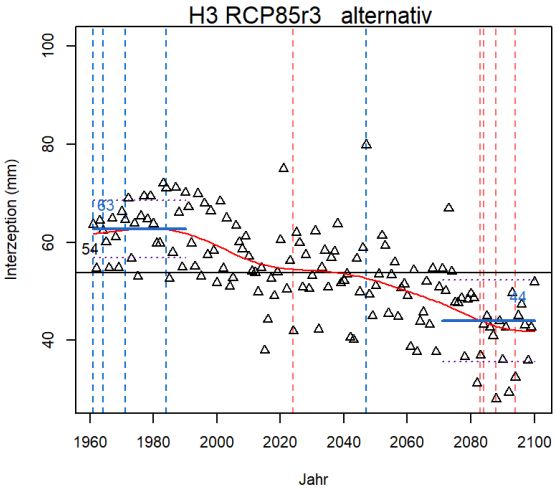



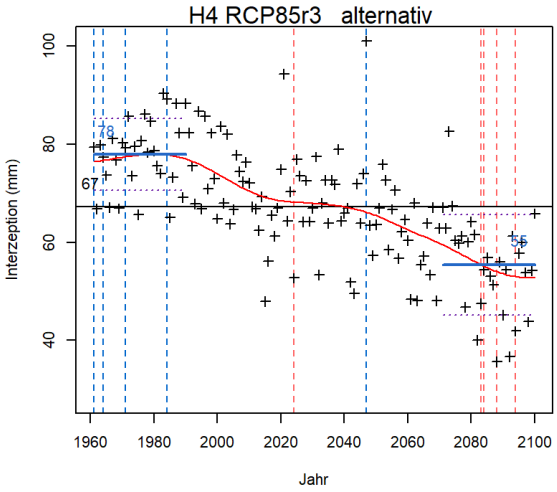



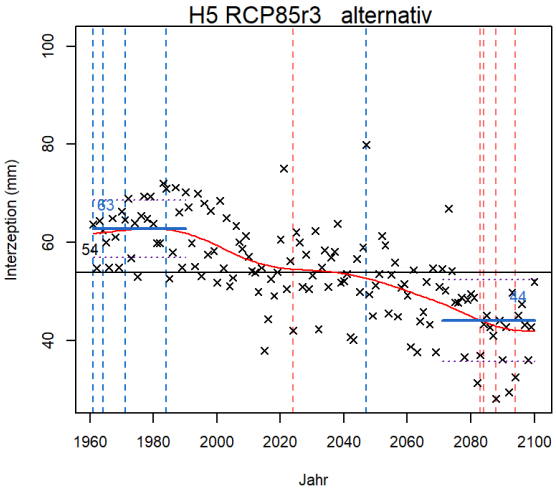

Szenario RCP8.5, Lauf 2



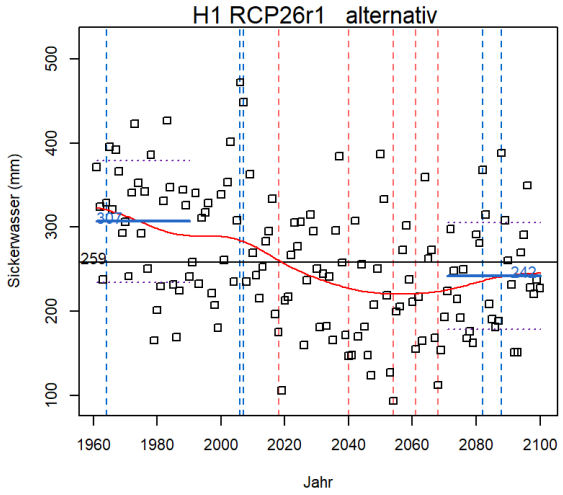



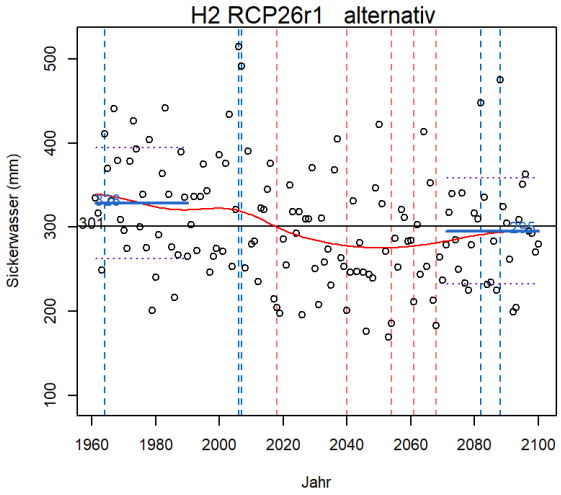



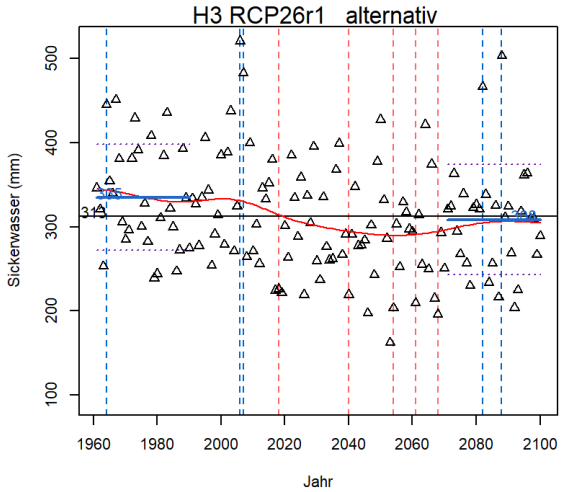



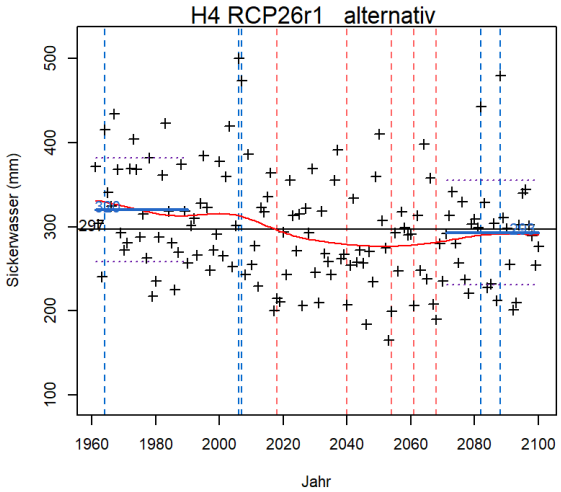

Szenario RCP8.5, Lauf 3

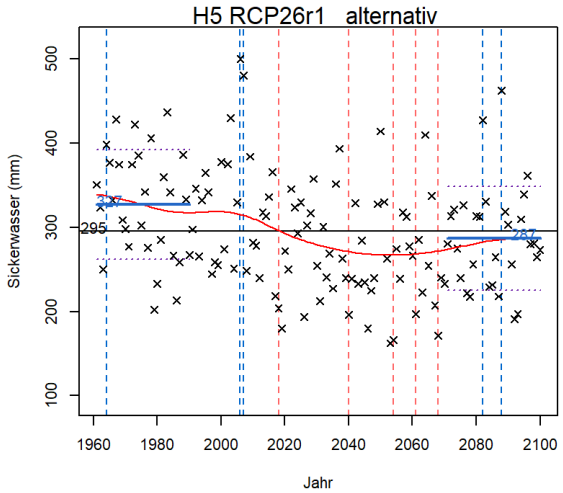
**Anlage 20: Sickerwasseranfall für die simulierte Zeitreihe für die zwei Szenarien und die gewählten Modellläufe, alternatives Forstanbausystem Vertrauen-Schacht-Halde.**



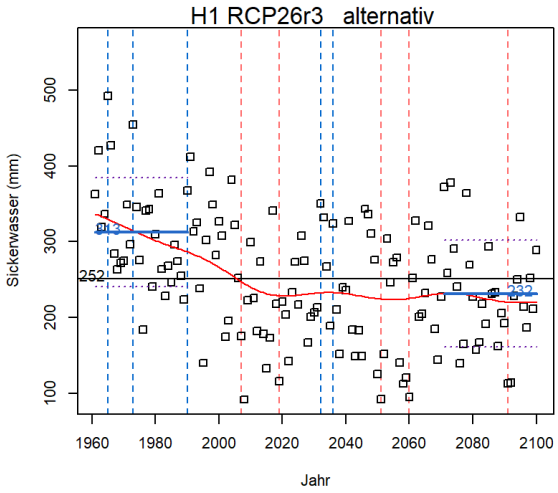



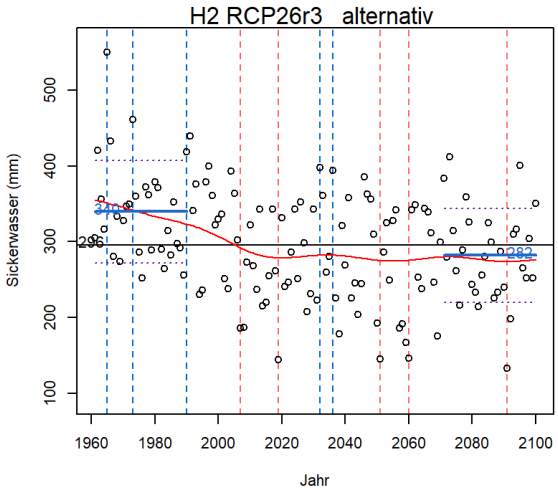



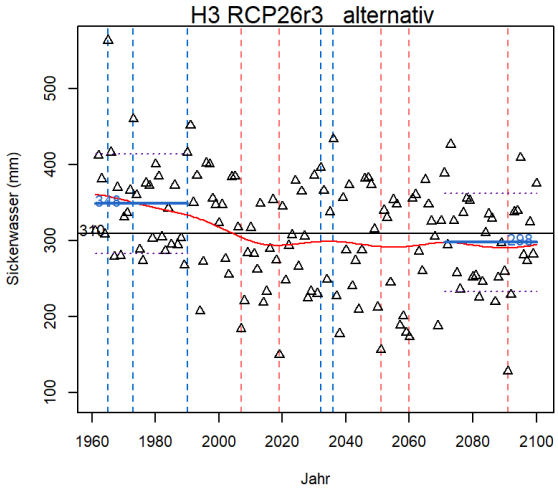



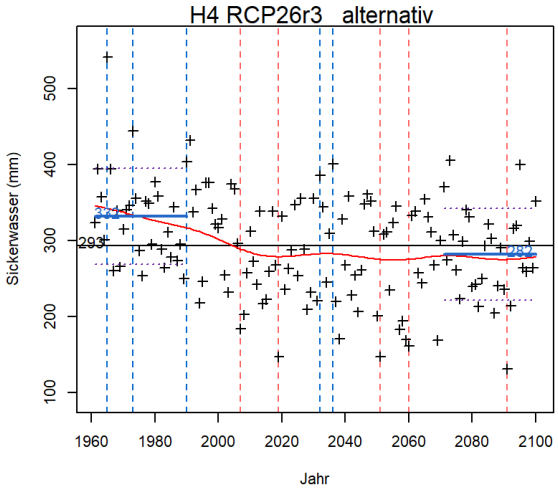



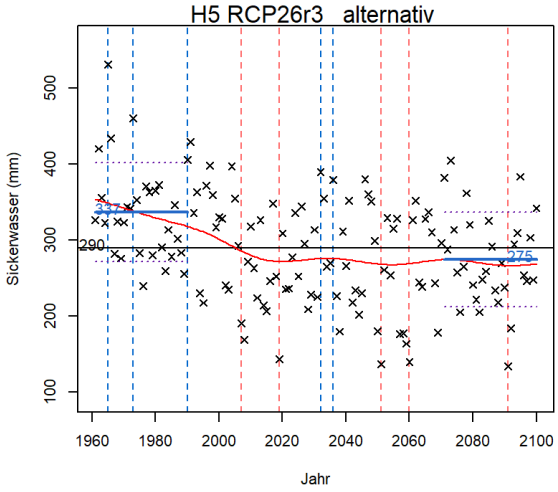

Szenario RCP2.6, Lauf 1



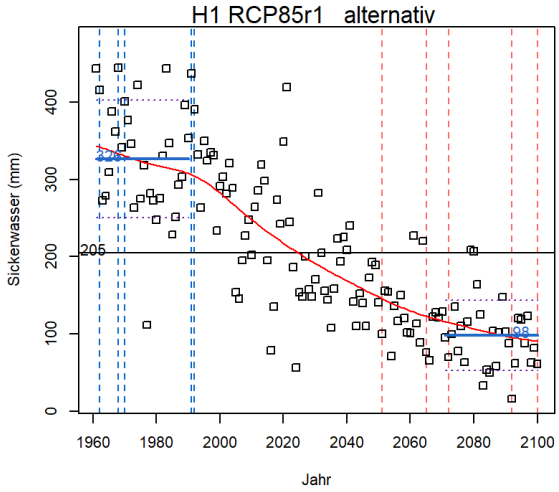



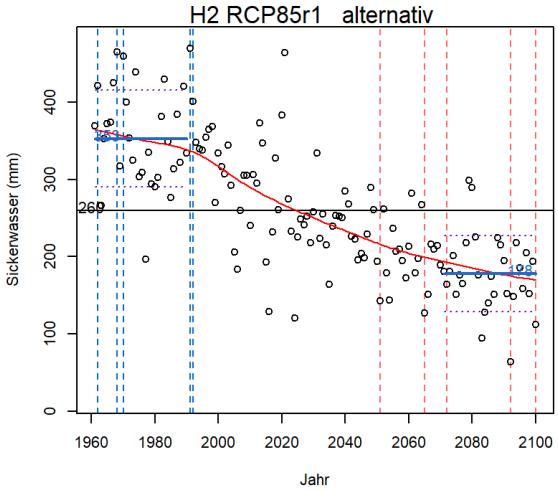



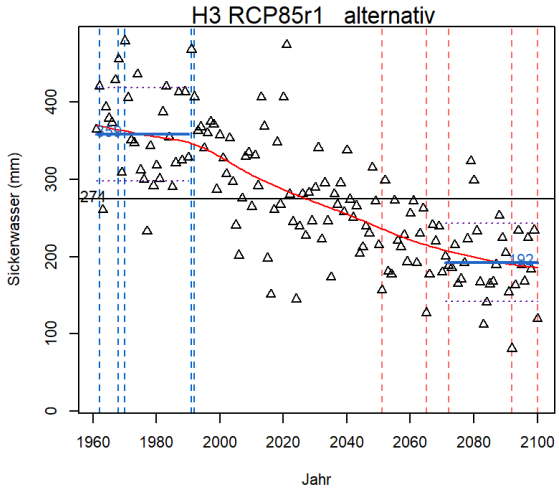



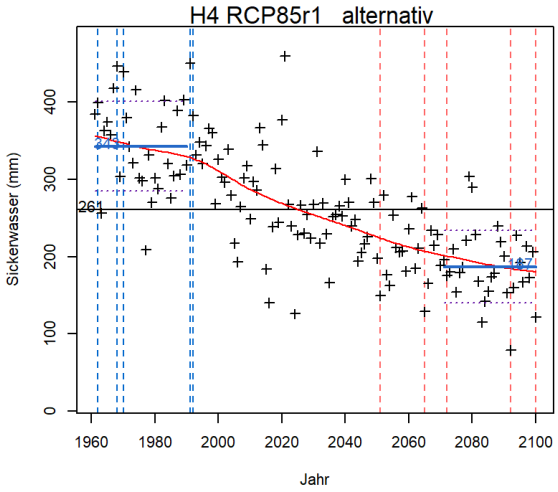



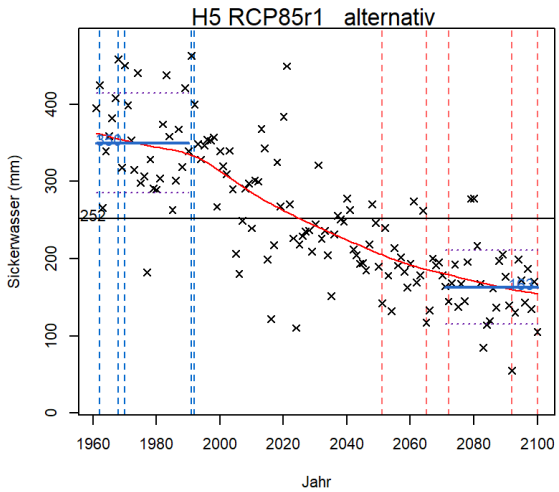

Szenario RCP2.6, Lauf 3



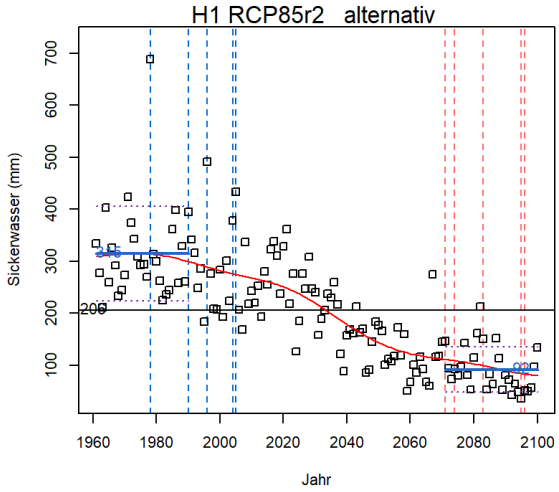



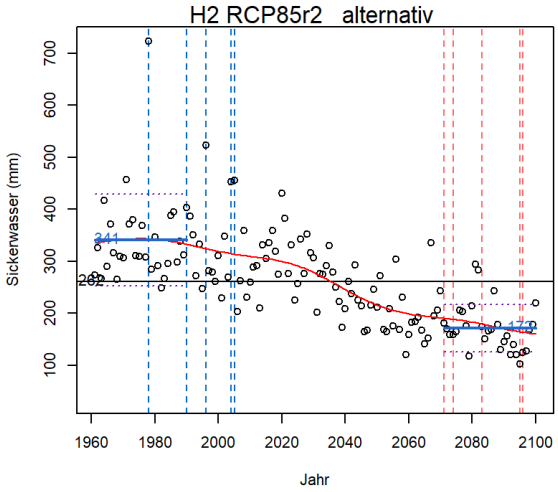



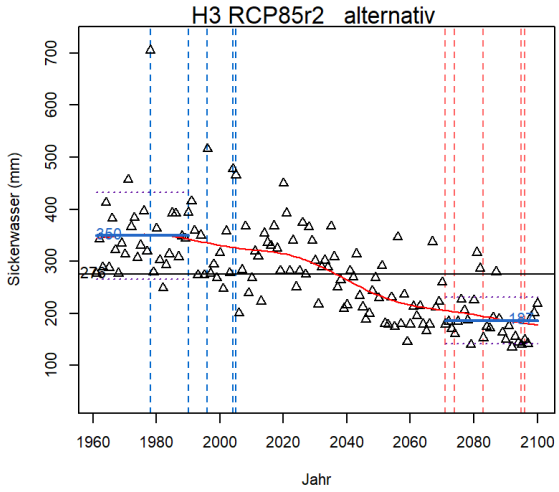



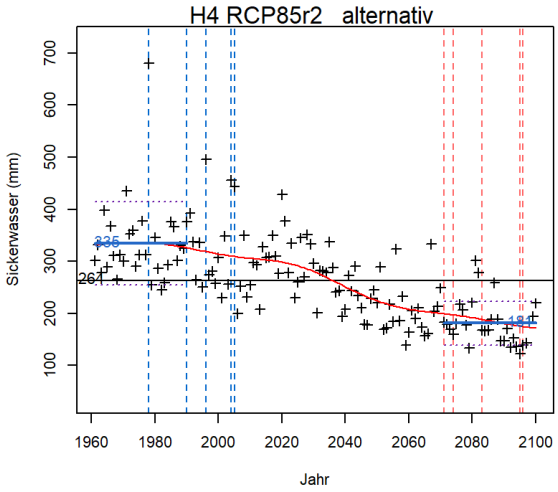



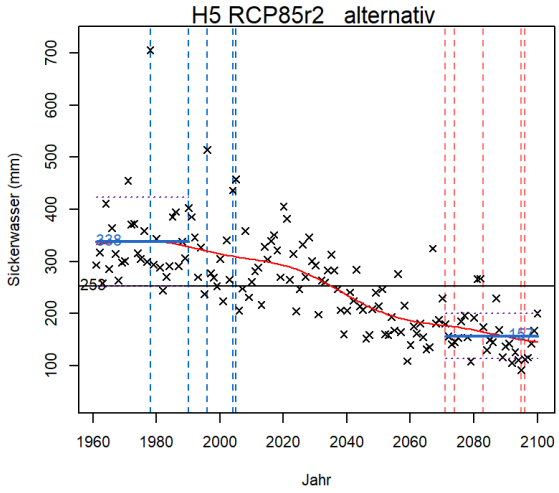

Szenario RCP8.5, Lauf 1



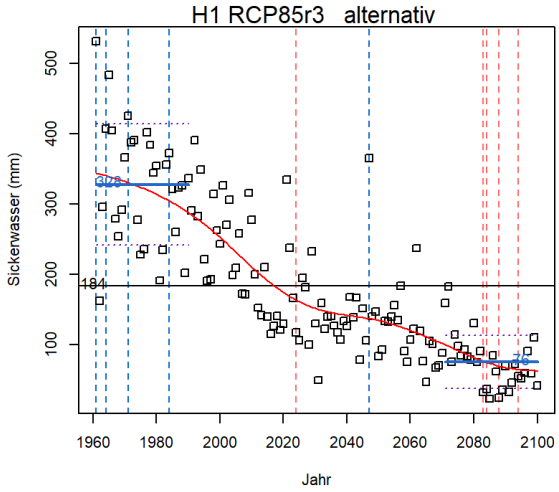



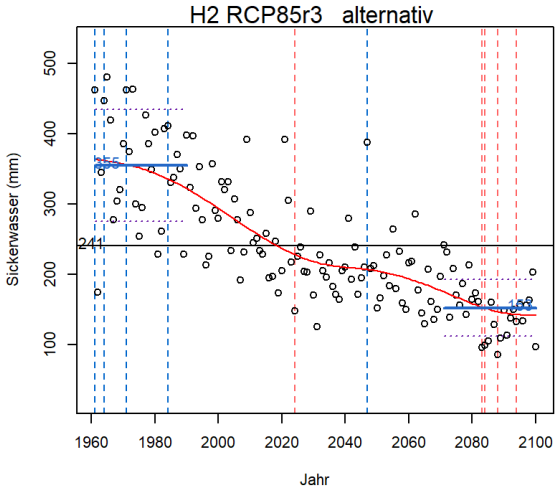



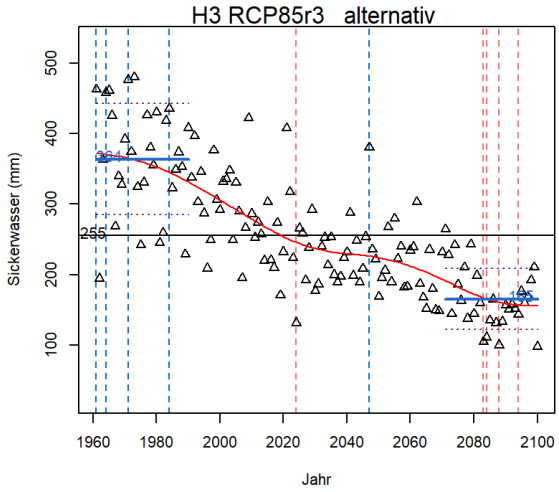



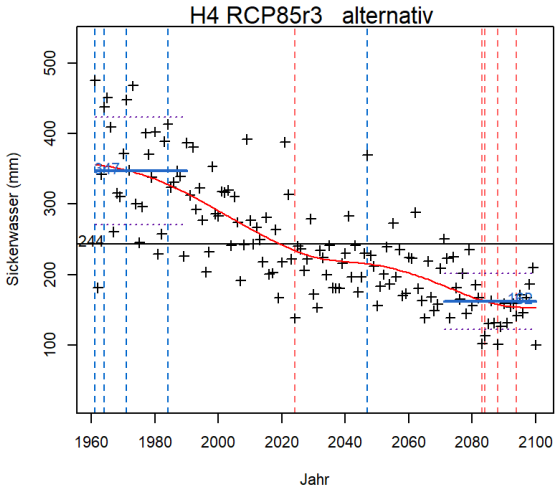



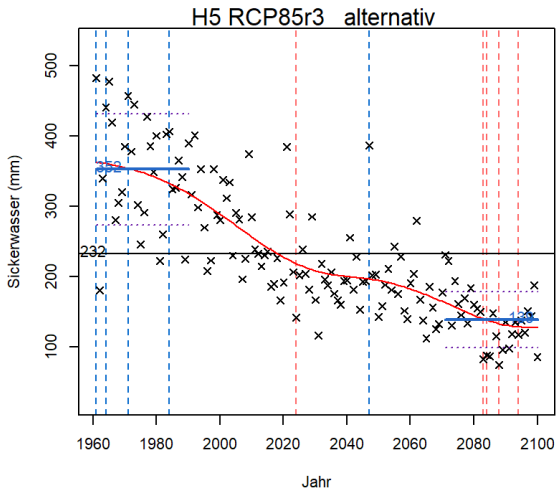

Szenario RCP8.5, Lauf 2




Szenario RCP8.5, Lauf 3

## Anlage 21: Parametrisierung des Modells für die Kippe Nochten und die Vertrauen-Schacht-Halde

| Parameter | Beschreibung | Default | Spannbreite | Einheit | Datenherkunft/Implementierung |
|---|---|---|---|---|---|
| age.ini | Bestandesalter | 100 | abhängig vom Bestand | a | nur ein Bestandesalter simuliert |
| alb | Albedo der Boden-/Vegetationsoberfläche ohne Schneebedeckung | 0,2 | 0,1 (Boden) bis 0,3 (Vegetation) | - | 0,3 |
| albsn | Albedo der Boden-/Vegetationsoberfläche mit Schneebedeckung | 0,5 | 0,1 (Wald) bis 0,9 (unbedeckter frischer Schnee) | - | default |
| aspect | mittlere Exposition | - | - | deg | Digitales Geländemodell (verfügbar für beide Standorte) |
| betaroot | Gestaltparameter für die Verteilung der Wurzellängendichte | 0,97 | | - | default |
| budburst.species | Name der Baumart | 'Fagus sylvatica' | möglich: "Larix decidua", "Picea abies (frueh)", "Picea abies (spaet)", "Picea abies (noerdl.)", "Picea omorika", "Pinus sylvestris", "Betula pubescens", "Quercus robur", "Quercus petraea", "Fagus sylvatica". | doy | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme |
| budburstdoy | DOY für Knospenbildung | 121 | - | doy | wird mit Funktion vegperiod modellintern aus Temperaturdaten berechnet |
| bypar | Schalter für Zulassen oder Unterdrücken von bypass-Fluss in tieferen Bodenschichten | 0 (kein bypass-Fluss) | 0 oder 1 | - | default |
| c1 | Interzept der Beziehung zwischen Solarstrahlung und Sonnenscheindauer | 0,25 | fester Parameter | - | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| c2 | Steigung der Beziehung zwischen Solarstrahlung und Sonnenscheindauer | 0,5 | fester Parameter | - | default |
| c3 | Konstante zur Bestimmung der Korrektur der langwelligen Nettostrahlung aus der Sonnenscheindauer | 0,2 | fester Parameter | - | default |
| ccfac | Faktor für Kältegehalt | 0,3 | fester Parameter | MJ m-2 d-1 K-1 | default |
| cintrl | maximale Interzeptionsspeicherung von Regen pro Einheit des LAI | 0,15 | nicht angegeben | mm | default |
| cintrs | maximale Interzeptionsspeicherung von Regen pro Einheit des SAI | 0,15 | nicht angegeben | mm | default |
| cintsl | maximale Interzeptionsspeicherung von Schnee pro Einheit des LAI | 0,6 | nicht angegeben | mm | default |
| cintss | maximale Interzeptionsspeicherung von Schnee pro Einheit des SAI | 0,6 | nicht angegeben | mm | default |
| cs | Verhältnis der projizierten Stammfläche zur Kronendachhöhe | 0,035 | Abweichung vom Default-Wert nur sinnvoll, wenn Überschirmungsgrad des Kronendachs gering ist (sparse canopy) | m-1 | default |
| | Dampfdruckdefizit, bei dem Blattleitfähigkeit halbiert wird | 2 | 1 bis 2 | kPa | default |
| czr | Verhältnis der Rauigkeitslänge zur mittleren Kronendachhöhe für glatte geschlossene Kronendächer, für Höhe > HR | 0,05 | fester Parameter | - | default |
| czs | Verhältnis der Rauigkeitslänge zur mittleren Kronendachhöhe für glatte geschlos- | 0,13 | fester Parameter | - | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | sene Kronendächer, für Höhe > HS | | | | |
| densef | Multiplikationsfaktor für Kronendichte | 1 | Abweichung vom Default-Wert nur sinnvoll, um Durchforstungen zu simulieren | - | default |
| densef.ini | Multiplikationsfaktor für Kronendichte am Ende der Simulatiom | 1 | Abweichung vom Default-Wert nur sinnvoll, um Durchforstungen zu simulieren | - | default |
| dpsimax | maximale Potentialdifferenz, die während der Bodenwasserintegration als gleich angenommen wird | 0,0005 | fester Parameter | kPa | default |
| drain | Schalter für untere Randbedingung | 1 | 1 (freie Drainage) oder 0 (kein Abfluss) | - | default |
| dslope | Hangneigung für hangabwärts gerichteten Matrixfluss | 0 | 0 (kein hangabwärts gerichteter Matrixfluss) bis > 10° | Grad | 0 bis Hangneigung aus DGM |
| dswmax | maximale Änderung der Bodenfeuchte für jede Schicht während einer Iteration | 0,05 | | % SWATMX | default |
| dtimax | maximaler Iterationszeitschritt | 0,5 | 0,5 bis beliebig viele Iterationen (auf Kosten der Rechengeschwindigkeit) | d | default |
| emergedur | Dauer des Blattwachstums bis Maxlai erreicht ist | 28 | abhängig von Baumart und Standortfaktoren | d | wird mit Funktion vegperiod modellintern aus Temperaturdaten berechnet |
| eslope | Hangneigung für ET- und Schneeschmelzberechnung | 0 | | deg | default |
| fetch | Streichlänge des Aufwindes von der Wetterstation, wo Windgeschwindigkeit gemessen wurde | 5000 | > 1000 (dann ist Sensitivität gering) | m | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| frintlai | Interzipierter Anteil des Regens pro Einheit des LAI | 0,06 | nicht angegeben | - | default |
| frintsai | Interzipierter Anteil des Schnees pro Einheit des LAI | 0,04 | nicht angegeben | - | default |
| fsintlai | Interzipierter Anteil des Regens pro Einheit des SAI | 0,06 | nicht angegeben | - | default |
| fsintsai | Interzipierter Anteil des Schnees pro Einheit des SAI | 0,04 | nicht angegeben | - | default |
| fxylem | Anteil des internen Pflanzenwiderstands gegenüber Wasserfluss im Xylem | 0,5 | 0 (niedriges Kronendach) bis 0,5 (Wälder mit max. Höhe von 25 m), dazwischen wird linear interpoliert | - | default |
| glmax | maximale Blattleitfähigkeit = Gesamtleitfähigkeit aller Seiten der Blätter oder Nadeln basierend auf projizierter Blattfläche | 0,0053 | 0,002 bis 0,02; artabhängig aber wohl nicht Waldtyp-abhängig | m s-1 | default |
| glmin | minimale Blattleitfähigkeit, wenn Stomata geschlossen sind | 0,0003 | nicht angegeben | m s-1 | default |
| grdmlt | Rate der Grundschmelze einer Schneedecke | 0,35 | - | mm d-1 | default |
| gsc | Grundwasserabfluss | 0 (kein Abfluss) | 0 bis 0,1 | d-1 | default (da kein Grundwasserabfluss unterhalb des simulierten Bodenprofils) |
| gsp | Anteil von Sickerwasser am Grundwasserabfluss | 0 | nicht angegeben | - | default |
| gwatini | Grundwasserspeicherung unterhalb des Bodenprofils | 0 | 0 bis > 0 | mm | default (da kein Grundwasser unterhalb des simulierten Bodenprofils) |
| height | Planzenhöhe | 25 | abhängig von Baumart und Standort | m | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme |
| height.ini | Pflanzenhöhe zu Beginn der Simulation (relevant wenn mehrere Jahre simuliert werden) | 25 | abhängig von Baumart und Standort | m | nicht relevant, da kein Wachstum simuliert wird |
| hr | geringste Höhe, auf die CZR angewendet wird | 10 | fester Parameter | m | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| hs | größte Höhe, auf die CZS angewendet wird | 1 | fester Parameter | m | default |
| ilayer | Abzahl der Bodenschichten von Bodenoberfläche bis zur Schicht, in die Infiltration eindringt | 0 | sollte mit Tiefe der vertikalen Makroporen korrespondieren | - | default |
| imperv | Anteil versiegelter Fläche | 0 | 0 bis 100 | - | default (keine versiegelten Bereiche auf der Halde) |
| infexp | Infiltrationsexponent, der Tiefenverteilung des infiltrierten Wassers bestimmt | 0 (klassische Befeuchtungsfront, kein Makroporenfluss) | nicht angegeben | - | default |
| initrdep | initiale Wurzeltiefe | 0,25 | nicht angegeben | m | default |
| initrlen | initiale Wasser-absorbierende Wurzellänge pro Flächeneinheit | 12 | nicht angegeben | m/m-2 | default |
| intrainini | Initialwert von interzipierten Regen | 0 | nicht relevant | mm | default |
| intsnowini | Initialwert von interzipierten Schnee | 0 | nicht relevant | - | default |
| ksnvp | Faktor zur Reduzierung der Schneeverdunstung | 0,3 | 0,05 bis 1 (niedriges Kronendach); 0,3 für Altbestände | - | default |
| laimlt | Parameter für Abhängigkeit der Schneeschmelze vom LAI | 0,2 | fester Parameter | - | default |
| leaffalldoy | Anzahl der Tage, bis der maximale LAI erreicht wird | 279 | abhängig von Baumart und Standort | doy | modellinterne Berechnung |
| leaffalldur | Anzahl der Tage, bis minimaler LAI erreicht wird | 58 | abhängig von Baumart und Standort | d | default |
| lpc | minimaler LAI, der geschlossenes Kronendach definiert | 4 | fester Parameter | - | default |
| lwidth | mittlere Blattbreite | 0,1 | nicht angegeben | m | default |
| maxlai | maximaler projizierter Blattflächenindex | 5 | 0,00001 bis ca. 6 | - | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme (Ertragstafeln) |
| maxlqf | maximaler Anteil von flüssigem | 0,05 | fester Parameter | - | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Wasser am Schnee | | | | |
| maxrlen | maximale Länge der Feinwurzeln pro Flächeneinheit | 3000 | nicht angegeben | m m-2 | default |
| maxrootdepth | maximale Wurzeltiefe | -1,5 | abhängig von Baumart und Standort | cm | Bodendaten |
| melfac | Schmelzfaktor für Schnee für Offenland | 1,5 | nicht relevant | MJ m-2 d-1 K-1 | default (unwichtig, da wir kein Offenland haben) |
| mxkpl | maximale Leitfähigkeit für Wasserfluss durch die Pflanzen | 8 | 7 bis 30 | mm d-1 MPa-1 | default |
| nn | Kronendach-Extinktions-Koeffizient | 2,5 | fester Parameter | - | default |
| nooutf | Schalter, um Fluss von Wurzeln in Boden zu verhindern, wenn Boden trocken ist | 1 (kein Fluss) | 0 oder 1 | - | default |
| obsheight | mittlere Höhe von Hindernissen auf der Bodenoberfläche (Gras etc.) | 0,025 | nicht relevant | m | default |
| pdur | mittlere Dauer von Niederschlagsereignissen pro Monat | rep(4,12) | nur von Bedeutung, wenn keine Klimadaten genutzt werden | hours | Meteodaten |
| prec.corr.stat-exp | Position der Niederschlagsstation (wegen Niederschlagskorrektur) | 'mg' | situation of the weather station where prec was measured: one of 'frei', 'lg', 'mg', 'sg' (corresponding to full exposure, low protected, moderate protected, strong protected situation) | | nicht relevant, da Niederschläge bereits korrigiert vorliegen |
| psicr | kritisches Blattwasserpotenzial bei dem sich Spaltöffnungen schließen | -2 | -1,5 bis -3 (artabhängig) | MPa | default |
| psiini | initiale Saugspannung der einzelnen Bodenschichten | -6,3 | bodenabhängig | kPa | default |
| qffc | "Quickflow" (bypass or surface | 0 (kein Quickflow) | 0 bis >1 | - | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | flow) - Anteil infillt-rierenden Wassers bei Feldkapazität | | | | |
| qfpar | Quickflow-Gestalt-parameter | 1 | 0 bis >1 | - | default |
| qlayer | Anzahl der Boden-schichten, die für die Bildung von Oberflächen- oder Quellflächenab-fluss herangezo-gen werden sollten | 0 | nicht relevant | - | default (Oberflä-chenabfluss kann ausgeschlossen werden) |
| r5 | Globalstrahlungs-niveau, bei dem Blattleitfähigkeit die Hälfte des Wertes annimmt, den sie bei rm auf-weist | 100 | 50 bis 200 (aber keine Datengrund-lage als Stan-dard verfüg-bar, die Werte verschiede-nen Bede-ckungstypen zuweist) | W m-2 | default |
| radex | Extinktionskoeffi-zient für Global- und Nettostrahlung im Kronendach | 0,5 | nicht relevant | - | default |
| rgroper | Periode des Netto-Wurzelwachstums | 30 | noch festzule-gen | a | nicht relevant |
| rgrorate | vertikale Wurzel-wachstumsrate | 0,03 | noch festzule-gen | m a-1 | nicht relevant |
| rhotp | Verhältnis der ge-samten Blattfläche zur projizierten Fläche | 2 | 2 bis 3 (aber nicht relevant) | - | default |
| rm | maximale kurzwel-lige Strahlung, die auf einem Blatt möglich ist | 1000 | fester Para-meter | W m-2 | default |
| rootden.table | Tiefenverteilung der relativen Wur-zeldichte (1. Spalte: Tiefe, 2. Spalte: Wurzel-dichte) | - | abhängig von Baumart und Standort | - | Bodendaten |
| rrad | mittlerer Radius der Feinwurzeln (Wurzeln, die Was-ser absorbieren) | 0,35 | fester Para-meter | mm | default |
| rssa | Widerstand der Bodens gegenüber Evaporation bei Feldkapazität | 100 | fester Para-meter (unbe-kannt, wie Pa-rameter mit den Eigen-schaften der obersten Bo-denschicht variiert) | s m-1 | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| rssb | Exponent für Beziehung zwischen Bodenevaporationswiderstand und Bodenwasserpotenzial | 1 | fester Parameter (Variation unbekannt) | - | default |
| rstemp | Grundtemperatur für Schnee-Regen-Übergang | -0,5 | nicht relevant | °C | default |
| sai | Stammflächenindex; einseitige Stammfläche pro Grundfläche | 1 | nicht angegeben | - | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme (Ertragstafeln) |
| sai.ini | Stammflächenindex zum Ende der Simulation | 1 | nicht angegeben | - | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme (Ertragstafeln) |
| saimlt | Parameter für Abhängigkeit der Schneeschmelze vom SAI | 0,5 | 0,5 (laubabwerfend), 0,25 (Nadelbäume) | - | default |
| shape.budburst | Formparameter für Phase des Blattwachstums | 3 | nicht angegeben | - | default |
| shape.leaffall | Formparameter für Phase des Blattabwerfens | 0,3 | nicht angegeben | - | default |
| shape.optdoy | Tag-des-Jahres wenn optimaler Wert erreicht ist | 210 | nicht angegeben | doy | default |
| slopelen | Hanglänge | 200 | abhängig vom Standort | m | DGM |
| snoden | Schneedichte | 0,3 | fester Parameter | mm mm-1 | default |
| snowini | Initialwert des Wassergehalts der Schneedecke | 0 | nicht relevant | mm | default |
| soil_materials | Datensatz mit Bodeneigenschaften (insb. hydraulische Parameter) | - | - | - | Bodendaten |
| soil_nodes | Datensatz mit Boden-Diskretisierung | - | - | - | hochaufgelöste Diskretisierung |
| standprop.table | Tabelle mit Spalten Jahr, Alter, Höhe, max. LAI, SAI, densef (Kronendichte) | - | - | - | Forstliche Bestandsaufnahme bzw. Baumarten der alternativen Forstanbausysteme (Ertragstafeln) |
| t1, t2, th, tl | Temperaturgrenzwerte für das Öffnen und Schließen der Stomata | 10, 30, 40, 0 | keine Datengrundlage verfügbar | °C | default |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| winlaifrac | minimaler LAI als Anteil am maximalen LAI | 0 | 0 - 1 | - | o für Laubgehölze / 0,6 für Kiefer |
| wndrat | mittleres Verhältnis der Windgeschwindigkeit zwischen Nacht und Tag | 0,3 | abhängig von Meteodaten | - | Meteodaten |
| z0s | Oberflächenrauigkeit der Schneedecke | 0,001 | fester Parameter | m | default |
| z0w | Rauigkeitslänge bei Wetterstation, wo Windgeschwindigkeit gemessen wird | 0,005 (Gras) | nicht relevant | m | default |
| zminh | Referenzhöhe für Wetterdaten oberhalb des Kronendachs | 2 | fester Parameter | m | default |
| zw | Höhe der Windgeschwindigkeitsmessung | 2 | nicht relevant | m | default |