



**Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt**



Institution

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Projekttitle

Untersuchungen zur Anpassungsfähigkeit hessischer Buchenwälder an veränderte Klimabedingungen

Analyse der Auswirkungen klimawandelbedingter Erhöhung des Trockenstressrisikos auf die Vitalität und Leistungsfähigkeit von Buchenwäldern

- Abschlussbericht -

Laufzeit

1. Januar 2010 – 31. Dezember 2014

Projektleitung

Prof. Dr. Johannes Eichhorn
Abteilung Umweltkontrolle
Nordwestdeutsche Forstl. Versuchsanstalt

Prof. Dr. Hermann Spellmann
Abteilung Waldwachstum
Nordwestdeutsche Forstl. Versuchsanstalt

Autoren

Markus Wagner, Johannes Suttmöller, Ralf-Volker Nagel, Julia Rudolph, Jan Hansen, Axel Noltenmeier, Birte Scheler, Henning Meesenburg, Jürgen Nagel, Hermann Spellmann, Johannes Eichhorn

Auftraggeber

Fachzentrum Klimawandel Hessen
im Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie

Projektbetreuung

Fachzentrum Klimawandel Hessen

Göttingen, Juli 2015



Forschungsprogramm INKLIM-A und weitere Projekte

Inhalt

1	Einleitung und Zielstellung	9
2	Datengrundlage	10
2.1	Auswahl der Untersuchungsstandorte und Datenlage	10
2.2	Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur	13
2.3	Meteorologische Daten und Klimamodelle	13
2.4	Erhebungen zur Vitalität und Stabilität der Buchenwälder	15
2.5	Jahrringzeitreihen und kontinuierliche, hochauflösende Stammumfangmessungen	18
2.6	Durchforstungsversuch Laubach	20
3	Methoden und Modelle	22
3.1	Waldwachstumsmodell WaldPlaner	22
3.2	Wasserhaushaltsmodell WaSiM	23
3.2.1	Kopplung der Modelle WaldPlaner und WaSiM	24
3.3	Konzept und Methode der Vitalitätsbewertung der Baumart Buche	25
3.3.1	Resilienz	25
3.3.2	Modellierung mittelfristiger Vitalitätsmuster mittels standörtlicher Faktoren	25
3.4	Statistischer Modellansatz zur Simulation der trockenheitsbedingten Wachstumsvariabilität	26
4	Ergebnisse und Diskussion	29
4.1	Modellkalibrierung und –validierung und Überprüfung ausgewählter Indikatoren	29
4.1.1	Qualitätssicherung der Vitalitätsindikatoren	29
4.1.2	Konzeption zuwachsbasierter klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren	30
4.1.3	Waldwachstumsmodell Waldplaner	32
4.1.4	Wasserhaushaltsmodell WaSiM	35
4.1.5	Erstellung eines multiplen Regressionsmodells der Wachstumsvariabilität der Buche	38
4.2	Rekonstruktion trockenheitsbedingter Störungen und Reaktionen	47
4.2.1	Reaktionsmuster der Buche auf die Trockenheit des Jahres 1976	47
4.2.2	Reaktionsmuster der Buche auf die Trockenheit des Jahres 2003	48
4.2.3	Mittelfristige Reaktionsmuster der Buche für die Jahre 2003-2007	50
4.2.4	Extreme Trockenheit und Zuwachsvariabilität der Buche (1933-2012)	53
4.2.5	Zuwachs-basierte Risikostufen für Trockenstress	56
4.2.6	Trockenstressrisiko bei unterschiedlicher Durchforstungsintensität	58
4.3	Zukünftige Entwicklung des Trockenstressrisikos bis zum Jahr 2100	63
4.3.1	Vergleich verschiedener Klimamodellrechnungen	63
4.3.2	Vergleich verschiedener Regionen	69
4.3.3	Einfluss forstlicher Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos	72
4.4	Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen	80
5	Zusammenfassung	91
6	Literaturverzeichnis	93
7	Anhang	98

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte. a = Level II-Monitoringnetz. b = Level I-Monitoringnetz (Bodenzustandserhebung (BZE II), Waldzustandserhebung (WZE)) und Durchforstungsversuch Laubach. _____	11
Abbildung 2: Zentroide des 0.2°-Klimarasters für Hessen sowie Klima- und Niederschlagsstationen des regionalen Klimamodells WettReg2010. _____	15
Abbildung 3: Verzweigungs-Architektur von Zweigen aus der Kronenspitze 30 m hoher Altbuchen. Deutlich erkennbar sind die Triebbasisnarben, die für eine Alterszuordnung von Zweigabschnitten genutzt werden. ____	16
Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf der Jahrringbreiten für 7 hessische Buchen-Level II Flächen (vgl. Abbildung 1). Dargestellt sind die aus bis zu 20 Einzelbäumen pro Fläche gemittelten Werte. Der Kurvenverlauf wurde durch Bildung eines gleitenden 10jährigen Mittelwertes geglättet. _____	19
Abbildung 5: Grundlegende Funktionsweise des WaldPlaners. _____	22
Abbildung 6: Modellschema WaSiM (verändert nach SCHULLA 2014). _____	24
Abbildung 7: Mittlere jährliche Triebblängen in mm (Abszisse; 5 Jahres-Mittelwert) und Verzweigungsarchitektur der Oberkrone (Ordinate). Mittel für die WZE-Probeebäume aus den Stufen: 1: Explorative Phase, 3: Degenerative Phase; 5: Stagnierende Phase; 7: Resignative Phase sowie Zwischenstufen (Stufenbezeichnungen nach ROLOFF (2001), vgl. Kapitel 2.4). Farben: Buchenalter in Jahren (blau: 0-40; rot: 40-80; grün 80-120; violett >120). ____	29
Abbildung 8: Mittlerer Blattverlust Buche in % (Ordinate; 5 Jahres Mittelwert) und Verzweigungsarchitektur der Oberkrone (Abszisse; Stufen nach ROLOFF (2001), vgl. Kapitel 2.4). _____	30
Abbildung 9: Niederschlag, rel. Gehalt pflanzenverfügbaren Bodenwassers (rel. pBW als Anteil an der nFK in 1m Bodentiefe) und rel. Verdunstung als Kriterien der Wasserversorgung sowie der Stammumfangzuwachs von Buchen für die Intensiv-Monitoringfläche Zierenberg 2003 und 2004 (jeweils April bis Oktober, Auflösung fünftägig). _____	31
Abbildung 10: Aufbau eines Modellbestandes am Beispiel der Fläche Zierenberg. _____	33
Abbildung 11: Simulierte (sim) und gemessene (mess) Durchmesserentwicklung 20 vorherrschender Bäume auf der Level II-Fläche Spessart. _____	35
Abbildung 12: Gemessene (Intensivmonitoring) und regionalisierte (DWD) Jahressummen des Niederschlags an den hessischen Buchen-Level II-Flächen (1996-2005) (schwarze Linie = 1:1 Linie, rote Linie = Regressionsgerade). _____	36
Abbildung 13: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode der Buche, berechnet auf Basis eines 0,2°-Rasters und eines 200 m-Rasters für die Klimanormalperiode 1961-1990. Werte basieren auf interpolierten DWD-Daten, die KWB ist auf Grasreferenzverdunstung bezogen. _____	38
Abbildung 14: Abweichung der Jahrringbreite von einem gleitenden, sechsjährigen Mittelwert, dargestellt als Mittelwert von 7 hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen (Level II). Jahre mit besonders starken Wachstumseinbrüchen (> 30 %) sind gelb markiert, Jahre mit starken Wachstumseinbrüchen (> 20 % - 30 %) grau. 1959 und 1960 sind auch gelb markiert, da jede Fläche in mindestens einem der beiden Jahre Wachstumseinbrüche > 30 % aufweist. _____	39
Abbildung 15: Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten der JRBabw (Zuwachsveränderung) für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11). _____	42
Abbildung 16: Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten der JRBabw (Zuwachsveränderung) für die Buche am Referenzstandort Lüss für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11). _____	46
Abbildung 17: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom sechsjährigen, gleitenden Mittelwert (JRBabw) für die Intensiv-Monitoringfläche Lüss zwischen 1927 und 2006. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen der Modelle LM3 und LM5 (Tabelle 11). _____	47
Abbildung 18: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom sechsjährigen, gleitenden Mittelwert (JRBabw) zwischen 1933 und 2006 als Mittelwert für 7 hessische Level II-Flächen. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen der Modelle LM3 und LM5 (Tabelle 11). _____	47
Abbildung 19: Jährliche Absterberate (%) von Fichte (<i>Picea abies</i>) und Buche (<i>Fagus sylvatica</i> ; Alter über 60 Jahre; Waldzustandserhebungen 1984-2009). _____	48

Abbildung 20: Verzweigungsarchitektur der Oberkrone vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s. Tabelle 5, Kap. 3.3); Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleinheiten der abhängigen Variable (Verzweigungsstruktur der Oberkrone). Signifikante Einflüsse durch Alter, Temperatursumme in der Vegetationszeit sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit. _____	51
Abbildung 21: Apikale Triebblängen der Buche vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s. Tabelle 5, Kap. 3.3); Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleinheiten der abhängigen Variablen (Apikale Triebblängen der Buche). _____	52
Abbildung 22: Blattverlust der Buche vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s. Tabelle 5, Kap. 3.3); Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleinheiten der Variable Blattverlust. _____	53
Abbildung 23: Modellierte Abweichung der Jahrringbreite vom gleitenden 6-Jahre-Mittelwert für 39 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Jahre 1948, 1960, 1976 und 2004. _____	54
Abbildung 24: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 55 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003; (a) Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode; (b) mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode ($mETrel$); (c) Bodenwasserdefizit zu 100 % nFK als Summe der frühen Vegetationsperiode (BWD_f); (d) Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 * nFK$ (TT40). _____	54
Abbildung 25: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003. _____	55
Abbildung 26: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 39 hessische Buchen-BZE II-Standorte; (a) Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode; (b) mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode ($mETrel$); (c) Bodenwasserdefizit zu 100 % nFK als Summe der frühen Vegetationsperiode (BWD_f); (d) Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 * nFK$ (TT40); dargestellt sind die Klimanormalperiode 1961-1990 sowie die Jahre 1947, 1959, 1975 und 2003 (a und d) bzw. 1948, 1960, 1976 und 2004 (b und c). _____	57
Abbildung 27: Durchmesserentwicklung (Grundflächenmittelstamm und Mittelwert der 100 stärksten Bäume pro Hektar (D_{100})) in den Versuchsparzellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C). _____	59
Abbildung 28: Gesamtwuchsleistung mit Bestandesvorrat (geschlossenen Balken) und akkumulierten Vornutzungsmengen der Durchforstungsvarianten (A-, B- und C-Grad), Versuchsfläche Laubach. _____	60
Abbildung 29: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach. Neben dem Mittelwert des Zeitraums 1933 – 2012 sind die Jahre 1935, 1948, 1960, 1977 und 2004 dargestellt, für welche hohe Zuwachseinbrüche modelliert wurden (Modell LM3, Kapitel 4.1.5). _____	61
Abbildung 30: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 * nFK$ (Trockentage, $TT40_{-1}$) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach. Neben dem Mittelwert des Zeitraums 1933 – 2012 sind die Jahre 1935, 1948, 1960, 1977 und 2004 dargestellt, für welche hohe Zuwachseinbrüche modelliert wurden (Modell LM3, Kapitel 4.1.5). _____	62
Abbildung 31: Änderung der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode der Buche 2071-2100 im Vergleich zu 1961-1990, berechnet für die Klimamodelle WettReg2010/ECHAM5, REMO_UBA/ECHAM5, CCLM/ECHAM5 und CCLM/HadCM3. Die KWB ist auf Grasreferenzverdunstung bezogen. _____	64
Abbildung 32: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100. _____	65
Abbildung 33: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 * nFK$ ($TT40_{-1}$) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100. _____	66

Abbildung 34: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der KWB_{-1+nFK} bei verschiedenen Klimamodellen und Klimaperioden beruhend auf Medianwerten der 55 Buchen-BZE II-Standorte und statischen Beständen. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm. 67

Abbildung 35: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der KWB_{-1+nFK} in zwei aufeinanderfolgenden Jahren bei verschiedenen Klimamodellen und Klimaperioden, beruhend auf Medianwerten der 55 Buchen-BZE II-Standorte und statischen Beständen. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm. 68

Abbildung 36: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5) für die Klimaperioden 1971-2000 und 2071-2100. 70

Abbildung 37: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 * nFK$ ($TT40_{-1}$) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5) für die Klimaperioden 1971-2000 und 2071-2100. 71

Abbildung 38: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der KWB_{-1+nFK} beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich verschiedener Regionen und Klimaperioden. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm. 71

Abbildung 39: Zeitreihe der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte bei statischen Beständen (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Trockenstressrisikojahre sind farblich hervorgehoben. 73

Abbildung 40: Zeitreihe der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte bei Hauptnutzung (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Trockenstressrisikojahre sind farblich hervorgehoben. 73

Abbildung 41: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischen Beständen und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm. 74

Abbildung 42: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 14902 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben. 75

Abbildung 43: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 14902 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm. 76

Abbildung 44: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 25802 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben. 77

Abbildung 45: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 25802 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren

(Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

78

Abbildung 46: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 18003 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben.

79

Abbildung 47: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 18003 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

79

Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Standortinformationen der für die Jahrringanalyse herangezogenen Buchen-Level II-Flächen sowie der Durchforstungsversuchsfläche Laubach (VP = Vegetationsperiode).</i>	11
<i>Tabelle 2: Bodeninformationen der für die Jahrringanalyse herangezogenen Buchen-Level II-Flächen sowie der Durchforstungsversuchsfläche Laubach (nFK = nutzbare Feldkapazität).</i>	12
<i>Tabelle 3: Standorteigenschaften des hessischen Buchen-Level I-Gesamtkollektivs (55 Standorte) und ausgewählter Einzelstandorte (VP = Vegetationsperiode).</i>	12
<i>Tabelle 4: Definition der Durchforstungsvarianten für die Versuchspartizellen Laubach (Baumklassen nach KRAFT (1884), vgl. Anhang 1).</i>	21
<i>Tabelle 5: Vitalitätsindikatoren und Standortfaktoren im multiplen Regressionsmodell (GAMM).</i>	26
<i>Tabelle 6: Ausgewählte Bestandesparameter der aufgebauten Modellbestände zu den Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung zum Stichjahr der letzten Aufnahme (BT 20 = Betriebstyp „Buche rein“, LAI = Blattflächenindex, H100 = Oberhöhe).</i>	34
<i>Tabelle 7: Ausgewählte Bestandesparameter der simulierten Modellbestände zu den Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung zum Stichjahr 1960 (BT 20 = Betriebstyp „Buche rein“, LAI = Blattflächenindex, H100 = Oberhöhe).</i>	34
<i>Tabelle 8: Gemessene und simulierte Interzeption (in mm/a) für die hessischen Buchen-Level II-Flächen.</i>	37
<i>Tabelle 9: Statistische Kennwerte des für die Modellierung als Zielvariable verwendeten Datensatzes der Abweichung der Jahrringbreite (JRBabw). n = Anzahl der Werte; X = Mittelwert; X_m = Median; Std = Standardabweichung.</i>	39
<i>Tabelle 10: Übersicht über die für die multiple lineare Regression ausgewählten klimatisch-hydrologischen Prädiktoren (nFK = nutzbare Feldkapazität).</i>	41
<i>Tabelle 11: Vergleich der multiplen linearen Regressionsmodelle zur Schätzung der JRBabw. AIC = Akaike information criterion, R² = Bestimmtheitsmaß, MR = Mittelwert der Residuen, RMSR = mittlerer Quadratwurzelfehler. Eine Definition der Prädiktorvariablen findet sich in Tabelle 10.</i>	44
<i>Tabelle 12: Vergleich der partiellen Regressionskoeffizienten der multiplen Regressionsmodelle zur Schätzung der JRBabw. Eine Definition der Prädiktorvariablen findet sich in Tabelle 10.</i>	44
<i>Tabelle 13: Wachstums- und Vitalitätsindikatoren (WZE Hessen, Buche) im Mittel der Jahre 1998 bis 2002 im Vergleich zum Jahr 2004, dem Jahr der stärksten Reaktion der Buche in Hessen nach dem besonders trocken warmen Jahr 2003.</i>	50
<i>Tabelle 14: Schwellenwerte zur Abgrenzung von drei Trockenstressrisikostufen für die Trockenstressindikatoren Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB₋₁+nFK) und Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt < 0,4*nFK (TT40₋₁); die klassierten Bereiche sind abgeleitet aus den Medianwerten der modellierten Abweichung der Jahrringbreite vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) für 39 hessische Buchen BZE II-Standorte.</i>	58
<i>Tabelle 15: Häufigkeit des Auftretens von Trockenstressrisikostufen auf Basis des Indikators der Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt < 0,4*nFK (TT40₋₁) im Zeitraum 1933 – 2012 an der Versuchsfläche Laubach unter Berücksichtigung unterschiedlicher Durchforstungsintensitäten.</i>	62

Abkürzungsverzeichnis

ACF	zeitliche Autokorrelationsfunktion (ZUUR et al. 2009)
A-Grad	Schwache Niederdurchforstung (Tabelle 4)
AIC	Akaike information criterion (KUHA 2004)
B°	Bestockungsgrad
B-Grad	Mäßige Niederdurchforstung (Tabelle 4)
BHD (o. R.)	Brusthöhendurchmesser (ohne Rinde) eines Baumes [cm]
Bias	Systematische Abweichung des Mittelwertes der Residuen
BWD	Bodenwasserdefizit (bezogen auf 100 % nFK) [mm]
BWD40	Bodenwasserdefizit (bezogen auf 40 % nFK) [mm]
BWD60	Bodenwasserdefizit (bezogen auf 60 % nFK) [mm]
BZE II	zweite Bodenzustandserhebung im Wald
CCLM	Regionales Klimamodell Cosmo-CLM (ROCKEL et al. 2008)
C-Grad	Starke Niederdurchforstung (Tabelle 4)
cr-plot	„component+residual plot“ bzw. „partial residual plot“
dg	Durchmesser des Grundflächenmittelstammes [cm]
DWD	Deutscher Wetterdienst
ECHAM5	globales Zirkulationsmodell ECHAM5/MPI-OM (ARPE et al. 2005)
ET	Evapotranspiration
ETrel	relative Evapotranspiration (aktuelle ET / potentielle ET)
mETrel	mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode
ETrel _d	Anzahl der Tage, an welchen ETrel < 60 %
GAMM	Generalisiertes additives gemischtes Modell (WOOD 2006)
HadCM3	globales Zirkulationsmodell HadCM3 (GORDON et al. 2000)
h100	Oberhöhe (Höhenmittel der 100 größten Bäume pro Hektar) [m]
hg	Höhe des Grundflächenmittelstammes [m]
IDW	„Inverse Distance Weighting“ (Interpolationsverfahren)
Is	BWD40 / nFK (GRANIER et al. 1999)
JRBabw	Jahringbreitenabweichung vom 6-jährigen gleitenden Mittel [%]
KWB	Klimatische Wasserbilanz (Niederschlag – potentielle ET) [mm]
LAI	„Leaf Area Index“ (Blattflächenindex)
LM	Multipl. Lineares Regressionsmodell
LT	Lufttemperatur [°C]
LT7	mittlere Juli-Lufttemperatur [°C]
MR	Mittelwert der Residuen
m ü. NN	Meter über Normalnull
N	Niederschlag [mm]
nFK	nutzbare Feldkapazität [mm]
pBW	Pflanzenverfügbares Bodenwasser [mm]
pF-Wert	dekadischer Logarithmus des Betrags der Bodenwasserspannung
r ²	Bestimmtheitsmaß
REMO (UBA)	Regionales Klimamodell REMO (JACOB et al. 2007)
RMSR	mittlerer Quadratwurzelfehler
SAI	„Stem Area Index“ (Stammflächenindex)
TT40	Anzahl der Tage, an welchen pBW < 40 % nFK
TT60	Anzahl der Tage, an welchen pBW < 60 % nFK
VP	Vegetationsperiode
WaSiM	Wasserhaushalts-Simulations-Modell (SCHULLA 2014)
Wettreg2010	Regionales Klimamodell WettReg, Version 2010 (KREIENKAMP et al. 2010)
WZE	Waldzustandserhebung
Z-Baum	Zukunfts-Baum (forstwirtschaftlich besonders gefördert)

1 Einleitung und Zielstellung

Das Gebiet Hessens liegt im Zentrum des europäischen Buchenvorkommens. Mit einem Anteil von 31 % ist die Rotbuche die häufigste Baumart in hessischen Wäldern (BMVEL 2004). Ihr Flächenanteil hat sich in den letzten 20 Jahren durch gezielte waldbauliche Maßnahmen erhöht. Für die Forstwirtschaft sind neben der Boden pflegenden Wirkung dieser Baumart ihre Naturnähe, ihr Naturverjüngungspotenzial, die vielfältigen Optionen in der Mischung mit anderen Baumarten sowie die Holznutzung von großer Bedeutung. Der für die Zukunft erwartete steigende Bedarf an erneuerbaren Energieträgern erfordert eine zunehmende Nutzung der Baumart Buche.

Die Buche zeichnet sich durch eine hohe Konkurrenzkraft auf vielen unterschiedlichen Standorten aus. Ihre Verbreitung wird vor allem durch die Bodenwasserverfügbarkeit, kontinentales Klima und zu hohe oder niedrige Temperaturen begrenzt (BOLTE et al. 2008, ELLENBERG 1996). Im Zuge des Klimawandels werden eine geringere Wasserverfügbarkeit bereits zu Beginn der Vegetationsperiode sowie die Häufung von Trockenperioden während der Sommermonate erwartet (BENISTON et al. 2007). Beide Faktoren können die Buche in ihrer Vitalität und Produktivität beeinträchtigen (ETZOLD et al. 2014, ZHAO & RUNNING 2010). Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen deshalb die Stabilität und die Funktionalität von Buchenwäldern auf den unterschiedlichen, in Hessen vorkommenden Standortstypen. Standortstypen leiten sich aus den Merkmalen Klima, Vegetation und Boden mit den Elementen Wuchszone, Klimafeuchte, Geländewasserhaushalt und Trophie ab. Zwei der vier Standortselemente, Wuchszone und Klimafeuchte, sind klimasensitiv, worin sich die herausragende Bedeutung des Klimas hinsichtlich der Baumartenwahl und waldbaulicher Maßnahmen zeigt. Für die in langen Zeiträumen produzierende Forstwirtschaft stellt der Klimawandel folglich eine besondere Herausforderung dar.

Ziel der Untersuchung ist die Bewertung der Anpassungsfähigkeit und der Bewirtschaftungsoptionen der Baumart Buche unter künftig veränderten Klimabedingungen. Dazu werden folgende Arbeitsschwerpunkte verfolgt:

- Abschätzung der klimabedingten Risiken für Buchenbestände in Hessen
- Ermittlung kritischer Grenzwerte bzw. -bereiche als Indikatoren des Trockenstressrisikos für Buchenwälder
- Berechnung der zukünftigen Häufigkeit und Dauer von Trockenstressereignissen auf Grundlage aktueller Klimaprojektionen bis 2100
- Auswirkungen unterschiedlicher forstlicher Managementstrategien auf Komponenten des Wasserhaushaltes in Buchenwäldern, sowie deren Auswirkungen auf Vitalität, Stabilität und Produktivität
- Entwicklung von forstlichen Anpassungsstrategien zur Begrenzung des Trockenstressrisikos für Buchenwälder in Hessen

2 Datengrundlage

2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und Datenlage

Um die Auswirkungen einer klimawandelbedingten Erhöhung des Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder untersuchen zu können, sind umfassende Informationen zur Bestandesstruktur, Vitalität und Produktivität der Wälder sowie den Bodeneigenschaften und klimatischen Verhältnissen der Waldstandorte erforderlich. Die in ein europaweites Programm unter ICP Forests nach definierten Standards (<http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>) eingebundenen Messnetze des forstlichen Umweltmonitorings eignen sich aufgrund ihrer Spezialisierung auf bewaldete Standorte sowie der Bereitstellung mehrjähriger Messzeitreihen besonders gut als Datenquelle. Das Level II Programm bietet dabei ein besonders intensives Monitoring für eine geringere Anzahl von Flächen, während das Level I Programm weniger detaillierte Übersichtserhebungen an einer größeren Anzahl von Standorten auf einem regelmäßigen Stichprobenraster von 8 km * 8 km (in Südhessen z.T. verdichtet auf 4 km * 4 km) beinhaltet.

Im Rahmen des Projektes werden Daten von 13 überwiegend mit Buche bestandenen Level II Flächen (Abbildung 1) verwendet. Sie dienen zur Anpassung des Wasserhaushaltsmodells, da hier neben den für den Antrieb des Modells erforderlichen Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur (z.B. Höhe, Brusthöhendurchmesser und Anzahl der Bäume) zusätzlich Messwerte von Wasserhaushaltsgrößen wie Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag sowie der aus diesen berechneten Interzeption vorliegen. Für sieben dieser Level II Flächen (Abbildung 1 und Tabelle 1) liegen außerdem bis mindestens 1910 zurückreichende Jahrringzeitreihen vor (BECK 2010), welche der Auswahl und Anpassung eines multiplen Regressionsmodells zur Beschreibung der jährlichen Schwankungen des Stammzuwachses mittels klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren dienen. Mehrjährige zeitlich hochauflösende Stammumfangmessungen an ausgewählten Flächen liefern außerdem wichtige Hinweise für die Definition trockenstressrelevanter klimatisch-hydrologischer Indikatoren. Zur Prüfung des Zuwachsmodells dienen vorliegende Jahrringzeitreihen der niedersächsischen Level II Fläche Lüss (BECK 2010, Abbildung 1, Tabelle 1 und Tabelle 2). Um flächenrepräsentative Aussagen zu den Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Wachstum der Buche in Hessen zu erhalten, werden anschließend sowohl das Wasserhaushaltsmodell als auch das Zuwachsmodell an den Level I Standorten angewendet.

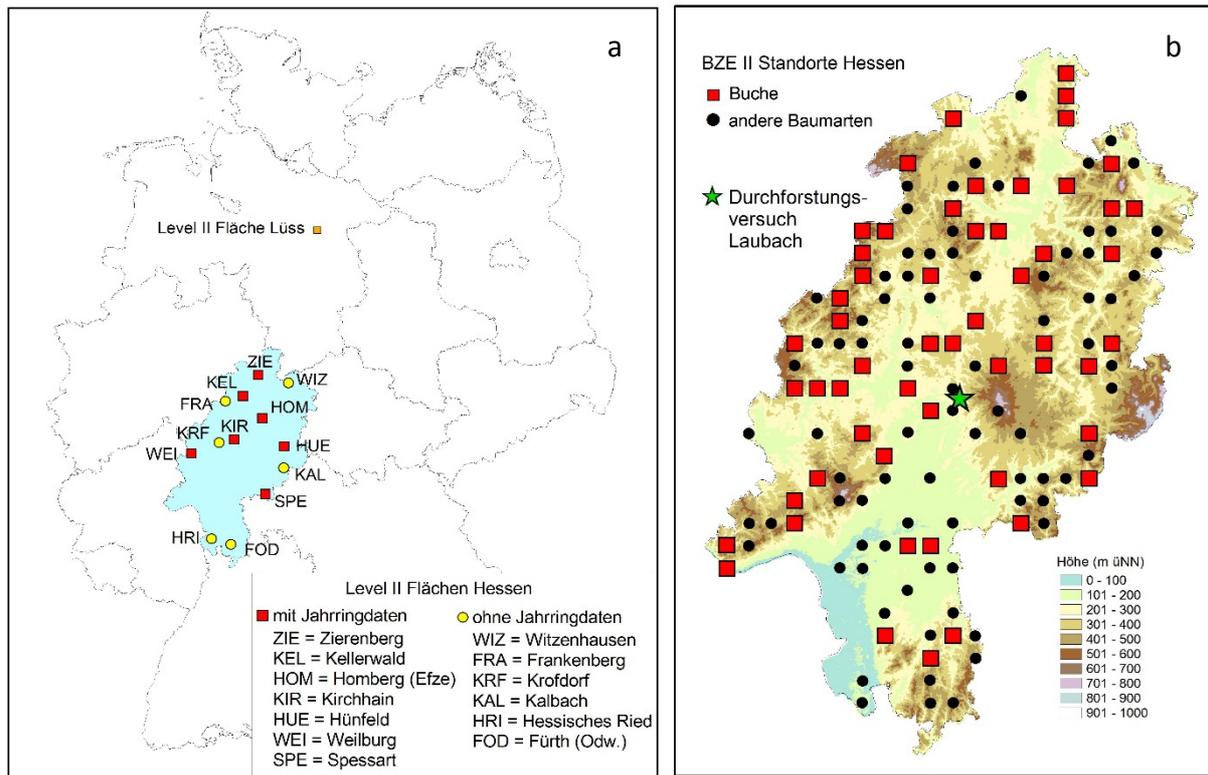


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte. a = Level II-Monitoringnetz. b = Level I-Monitoringnetz (Bodenzustandserhebung (BZE II), Waldzustandserhebung (WZE)) und Durchforstungsversuch Laubach.

Tabelle 1: Standortinformationen der für die Jahrringanalyse herangezogenen Buchen-Level II-Flächen sowie der Durchforstungsversuchsfläche Laubach (VP = Vegetationsperiode).

Fläche	Abk.	Höhe [m ü.NN]	Lufttemperatur [°C]		Niederschlag [mm]		Alter Bestand [a]**	Jahrringzeitreihe [a]
			Jahr	VP	Jahr	VP		
Homberg	HOM	390	7,8	14,5	703	297	142	ca. 1885 bis 2006
Hünfeld	HUE	430	7,9	14,7	716	301	155	ca. 1885 bis 2006
Kellerwald	KEL	500	7,9	14,6	750	307	168	ca. 1875 bis 2006
Kirchhain	KIR	380	8,2	14,9	734	304	127	ca. 1910 bis 2006
Spessart	SPE	450	8,1	14,9	829	333	141	ca. 1900 bis 2006
Weilburg	WEI	350	8,3	14,9	831	325	164	ca. 1880 bis 2006
Zierenberg	ZIE	480	7,8	14,5	767	319	155	ca. 1865 bis 2006
Lüss*	LS	130	8,2	14,9	800	337	130	ca. 1921 bis 2006
Laubach	-	273	8,0	14,8	780	369	164	-

*die niedersächsische Level II-Fläche Lüss dient als Referenz zur Modellprüfung

**bezogen auf das Jahr 2010

Tabelle 2: Bodeninformationen der für die Jahrringanalyse herangezogenen Buchen-Level II-Flächen sowie der Durchforstungsversuchsfläche Laubach (nFK = nutzbare Feldkapazität).

Fläche	Substrate	Bodentyp	Bodentiefe [cm]	Wurzeltiefe [cm]	nFK [mm] (1m Bodentiefe)
Homberg	basische Magmatite / Metamorphite	Braunerde-Pseudogley	165	150	274
Hünfeld	Verwitterungslehm, Decklehm über Quarz	schwach podsoliger Braunerde-Pseudogley	170	125	221
Kellerwald	Grauwacke	Braunerde	145	136	160
Kirchhain	basische Magmatite / Metamorphite	Pseudogley-Para- braunerde	155	155	270
Spessart	Verwitterungslehm, Decklehm über Quarz	mäßig podsolige Braunerde	140	140	151
Weilburg	intermediäre o. saure Magmatite / Metamor- phite	Lockerbraunerde	150	150	177
Zierenberg	basische Magmatite / Metamorphite	Braunerde	140	140	184
Lüss*	arme pleistozäne Sande	mäßig podsolige Braunerde	210	180	101
Laubach	Basalt mit Lößlehm	Pseudogley-Para- braunerde	250	135	288

*die niedersächsische Level II-Fläche Lüss dient als Referenz zur Modellprüfung

Das Level I Raster in Hessen besteht aus 138 Standorten, von welchen 55 überwiegend mit Buche bestanden sind (Abbildung 1, Tabelle 3). Mit der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II, durchgeführt 2007-2009) und der jährlichen Waldzustandserhebung (WZE, seit 1984) werden in Hessen zwei sich ergänzende Messprogramme auf demselben Raster betrieben. Die BZE II liefert dabei die für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells benötigten Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur. Bei der WZE werden neben der Bestandesstruktur der Zustand der Baumkronen sowie biotische Faktoren wie Insekten- und Pilzbefall erfasst, welche als Indikatoren zur Beurteilung der Vitalität und Stabilität der Buchenwälder dienen. Zusätzlich erfolgte auf demselben Netz eine Triebblängenmessung für die Jahre 1997-2007 zur Validierung der terrestrischen Bonituren der Verzweigungsarchitektur der Oberkronen.

Tabelle 3: Standorteigenschaften des hessischen Buchen-Level I-Gesamtkollektivs (55 Standorte) und ausgewählter Einzelstandorte (VP = Vegetationsperiode).

	Höhe	Lufttemperatur [°C]		Niederschlag [mm]		Alter Bestand
	[m üNN]	Jahr	VP	Jahr	VP	[a]
Mittelwert	360	8,2	14,5	831	368	126
Minimum	120	7,4	13,6	693	324	42
Maximum	585	9,5	15,9	1079	435	218
Plot 14902	255	8,6	14,9	807	354	178
Plot 18003	124	9,5	15,9	693	324	63
Plot 25802	400	8	14,3	812	375	218

Ergänzend zu den Monitoringstandorten dient die Versuchsfläche Laubach (Abbildung 1, Tabelle 1 und Tabelle 2) der Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Durchforstungsintensitäten auf das Trockenstressrisiko hessischer Buchenwälder. Der Versuch wurde 1886

angelegt und vergleicht die Entwicklung der in mehrjährigen Intervallen erfassten Bestandesstruktur von drei unterschiedlich stark durchforsteten Buchenbeständen. Die über 100jährigen Messreihen erlauben eine direkte Abbildung der Bestandesstrukturen durch die Waldwachstumssoftware WaldPlaner (Kapitel 3.1), ohne eine Modellierung durchführen zu müssen.

2.2 Daten zur Bodenphysik und Bestandesstruktur

Als Dateninput für die Wasserhaushaltsmodellierung werden neben dem Klima Angaben zur Bodenphysik sowie zur Bestandesstruktur benötigt. Auf den Buchenstandorten beider Monitoringnetze (Level I und Level II) in Hessen wurde die Bodenphysik anhand von Bodenprofilen aufgenommen. Hierdurch werden alle für die Parametrisierung des Wasserhaushaltsmodells erforderlichen Daten zu den Bodenhorizonten, deren Mächtigkeit, Textur und weiteren bodenphysikalischen Eigenschaften bereitgestellt. Im Zuge der Bodenprofilkartierung wurden in der Regel auch Abschätzungen zur Durchwurzelungstiefe erstellt. Liegen keine Angaben zur Durchwurzelungstiefe vor, wird diese in Abhängigkeit vom Bestandessalter zugewiesen. Bestände mit einem mittleren Alter bis 15 Jahren erhalten eine Durchwurzelungstiefe von 1 m. Bei älteren Beständen wurde die Durchwurzelungstiefe mit 1,4 m angenommen (RAISSI et al. 2009).

Für die Intensiv-Monitoringflächen liegen detaillierte Informationen zur Bestandesstruktur in Form von Einzelbaumdaten und zu den Standorteigenschaften in mehreren Wiederholungsaufnahmen vor. Mit den baumspezifischen Daten zum Alter, Brusthöhendurchmesser, zur Baumhöhe, Verortung und weiteren Parametern, kann der Bestand im verwendeten Waldwachstumsmodell (Kapitel 3.1) realitätsnah abgebildet werden. Die Rekonstruktion der Bestände erfolgt im Waldwachstumsmodell als ‚negatives Wachstum‘ und kann anhand der älteren Bestandesaufnahmen überprüft und validiert werden. Eine vergleichbare Erfassung der Bestandesstruktur auf dem Level I Raster erfolgte im Rahmen der BZE II zwischen 2007 und 2009. Beim Durchforstungsversuch Laubach wurden entsprechende Bestandesaufnahmen kontinuierlich in mehrjährigen Intervallen seit 1886 durchgeführt.

2.3 Meteorologische Daten und Klimamodelle

Für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells und die Erstellung von klimatisch-hydrologischen Trockenheitsindikatoren werden Tageswerte der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte, des Niederschlags, der Windgeschwindigkeit sowie der Globalstrahlung bzw. Sonnenscheindauer benötigt. Da mehrjährige Messreihen dieser meteorologischen Parameter in täglicher Auflösung nur für ausgewählte Intensiv-Monitoringflächen vorliegen und diese zum Teil größere Lücken aufweisen, wird als einheitliche Datengrundlage auf die Niederschlags- und Klimamessstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zurückgegriffen. Mittels verschiedener in das Wasserhaushaltsmodell WaSiM (**W**asserhaushalts-**S**imulations-**M**odell, SCHULLA 2014, SCHULLA & JASPER 2007, Kapitel 3.2) integrierter Interpolationsverfahren werden die DWD-Daten auf die untersuchten Buchen-Monitoringstandorte übertragen. Ab 1960 stehen dabei für Deutschland über 3000 Niederschlagsstationen und über 500 Klimastationen zur Verfügung (MÄCHEL et al. 2006) und ermöglichen eine verlässliche Rekonstruktion der Klimadaten. Zurückgehend bis Mitte der 1930er Jahre nimmt die Zahl der verfügbaren Stationen mit täglichen Messwerten ab auf etwa 1200 Niederschlags- und knapp 100 Klimastationen (MÄCHEL et al. 2006) und die Stationsdichte sinkt noch einmal deutlich für den Zeitraum vor 1931. Für die Untersuchungsstandorte werden daher bis 1931 zurückreichende Klimazeitreihen berechnet. Für die Intensiv-Monitoringflächen stehen mehrjährige Zeitreihen des Frei-

land- und Bestandesniederschlags (außer Krofdorf und Kellerwald) in 2- bis 4-wöchiger Auflösung zur Verfügung, welche zur Validierung der mit WaSim interpolierten DWD-Daten und berechneten Wasserhaushaltsgrößen herangezogen werden.

Globale Klimamodelle bilden die zukünftige Entwicklung des Klimas mit einer regional geringen räumlichen Auflösung ab. In der Regel beträgt die horizontale Auflösung etwa 200 km * 200 km. Für viele Fragestellungen in Hessen ist diese Auflösung zu ungenau. Deshalb wurden verschiedene regionale Klimamodelle entwickelt, die die Ergebnisse der Globalmodelle mit einer höheren räumlichen Auflösung abbilden. Im Wesentlichen werden zwei Verfahren unterschieden. Die dynamischen Regionalmodelle sind prozessbasierte Klimamodelle, die in ein Globalmodell genestet werden und für ein bestimmtes Gebiet die Klimaentwicklung mit einer hohen räumlichen Auflösung berechnen. Für Deutschland stehen die Ergebnisse der Regionalmodelle Cosmo-CLM (ROCKEL et al. 2008) und REMO (JACOB et al. 2007) in verschiedenen Varianten zur Verfügung. Diese sind eingebettet in verschiedene globale Zirkulationsmodelle wie ECHAM5/MPI-OM (ARPE et al. 2005) oder HadCM3 (GORDON et al. 2000). Im Rahmen von INKLIM-A werden die Klimaänderungen der drei dynamischen Regionalmodelle REMO/ECHAM5 (UBA-Lauf, JAKOB 2005), CCLM/ECHAM5 (KEULER & LAUTEN-SCHLAGER 2006) und CCLM/HadCM3 mit den durch den Projektträger bereitgestellten Bias-korrigierten Datensätzen untersucht.

Im Gegensatz zu den dynamischen Regionalmodellen werden bei den statistischen Klimamodellen Abhängigkeiten zwischen den berechneten Klimavariablen der Globalmodelle und gemessenen Klimavariablen untersucht. Dabei wird vorausgesetzt, dass die globalen Klimamodelle das großräumige Zirkulationsmuster (Wetterlagen) treffend beschreiben. Über statistische Verfahren werden die Veränderungen in den Häufigkeitsverteilungen großräumiger Wetterlagen ermittelt und auf die kleinskalige Maßstabsebene (Stationsdaten) umgerechnet. Auf statistischen Verfahren beruhende Regionalmodelle in Deutschland sind STAR (ORLOWSKY et al. 2008) und WettReg in der Version 2010 (KREIENKAMP et al. 2010). Im Projektverbund wird als statistisches Modell WettReg2010/ECHAM5 verwendet. Das Modell STAR wird hingegen nicht berücksichtigt, da dessen Klimaprojektionen nur bis zum Jahr 2070 vorliegen.

Über das Ausmaß der erwarteten Klimaänderungen und ihre regionale Ausprägung besteht weiterhin Unsicherheit. Dies findet in den verschiedenen Klimaszenarien seinen Ausdruck (IPCC 2013). Im Rahmen von INKLIM-A wurde das Klimaszenario A1B als das derzeit am häufigsten verwendete Szenario ausgewählt. Die Ergebnisse der Simulationsläufe aus den Regionalmodellen für dieses Klimaszenario werden im Projektvorhaben zur Verfügung gestellt.

Für die Auswertung der Klimaprojektionsdaten müssen die unterschiedlichen Datensätze aufbereitet werden. Um eigene Messwerte, DWD-Daten und Klimamodelldaten einheitlich und übersichtlich zu verwalten und benutzerspezifisch bereitstellen zu können, wurde das webbasierte System DWDATA an der NW-FVA entwickelt, welches einen effizienten und zeitnahen Zugriff für Klimadatenauswertungen und Wasserhaushaltsmodellierungen ermöglicht. Dies gilt auch für das statistische Modell WettReg2010, da es pro Klimaprojektion jeweils 10 unterschiedliche Varianten beinhaltet. Die Lage der Klima- und Niederschlagsstationen von WettReg2010 ist in Abbildung 2 (rechtes Bild) dargestellt.

Um auch den Antrieb der dynamischen Modelle für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell WaSiM nutzen zu können, wurden in einem ersten Schritt die Zentroide des 0.2°-Gitters berechnet. Die Zentroide des ‚Hessen-Gitters‘ sind ebenfalls in Abbildung 2 (linkes Bild) dargestellt. Danach wurde jeder Zentroid mit einer eindeutigen Nummer belegt, um anschließend die rasterbasierten Antriebsdaten in eine durchgehende Zeitreihe für jeden Rastermittelpunkt (Zentroid) zu transformieren. Dadurch kann jeder Zentroid des ‚Hessen-Gitters‘ vergleichbar mit den Stationsdaten des WettReg2010-Modells wie eine Klimastation

angesprochen werden. Im Unterschied zu den Stationsdaten liegen die Zentroide jedoch als gleichmäßiges Raster vor. Folglich kommen bei der Interpolation und Regionalisierung der Klimadaten unterschiedliche Verfahren zur Anwendung. Während die Antriebsdaten des Regionalmodells WettReg2010 mit kombinierten Methoden (IDW und Höhenregression) in die Fläche regionalisiert werden, wurden die Klimadaten der dynamischen Modelle ausschließlich mit der Thiessen-Polygon-Methode interpoliert. Dadurch wird gewährleistet, dass der Antrieb aus den dynamischen Modellen mit der Originalauflösung von 0.2° in das Wasserhaushaltsmodell übergeben wird.

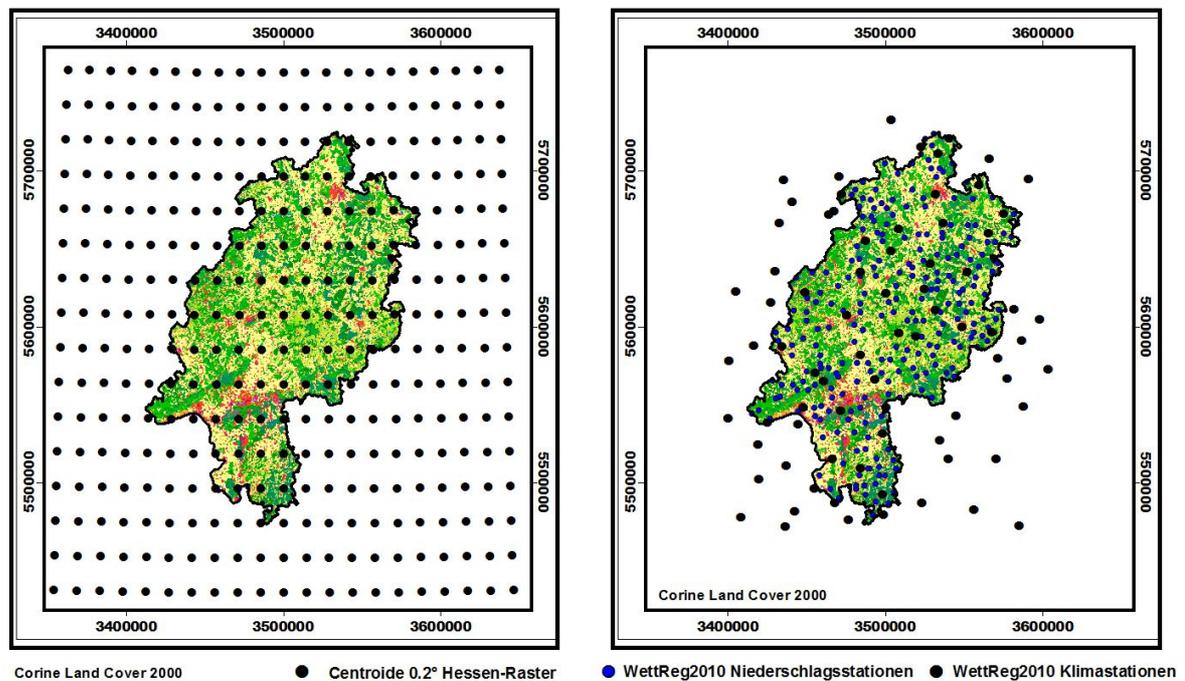


Abbildung 2: Zentroide des 0.2° -Klimarasters für Hessen sowie Klima- und Niederschlagsstationen des regionalen Klimamodells WettReg2010.

2.4 Erhebungen zur Vitalität und Stabilität der Buchenwälder

Als Datengrundlage für die Beurteilung der Vitalität und Stabilität der hessischen Buchenwälder dienen die im Rahmen der Waldzustandserhebung (WZE) auf dem Level I Raster seit 1984 durchgeführten jährlichen Übersichtserhebungen. Der WZE liegt ein systematisches Aufnahmenetz zu Grunde. Beobachtungspunkte der Waldzustandserhebung werden an diesen Netzpunkten („Sollmesspunkt“) eingerichtet, sobald dort Wald im Sinne des Forstgesetzes besteht. An jedem Sollmesspunkt wird in der Waldzustandserhebung der Zustand von 32 Probebäumen einer ebenfalls systematischen Stichprobe erfasst. Erfasst werden sämtliche Vitalitätsindikatoren des zwischen 2009 und 2011 grundlegend überarbeiteten, europaweit einheitlichen ICP Forests Manual (EICHORN et al. 2011; www.icp-forests.org). Als irreversibler und entsprechend wichtiger Indikator ist dabei die Erfassung ausscheidender Probebäume zu nennen, welcher es erlaubt, die annuelle Mortalität zu quantifizieren. Von besonderer Bedeutung ist weiterhin die qualitätsgesicherte Bonitur des Blattverlustes. Die Belaubung der Oberkronen von Buchen stehen in einem engen Zusammenhang mit der Verzweigungsstruktur der Bäume.

Zur Bonitur der Verzweigungs-Architektur der Buche geeignet sind nur die obersten Zweige einer Buchenkrone (Abbildung 3). In dichten Beständen erfordert dies in der Regel eine Bonitur im entlaubten Zustand (Nichtvegetationszeit).

Die Ansprache nach ROLOFF (2001) unterscheidet:

- (1) Explorationsphase: Terminaltriebe und obere Seitenknospen bilden Langtriebe. Flache, gradlinige, raumgreifende Triebentwicklung
- (2) Zwischenform 1/3
- (3) Degenerationsphase: Nur Terminalknospe bildet Langtriebe. Triebe der Seitenknospen gestaucht. Spießartige Entwicklung der Haupttriebe mit geringer Seitenverzweigung „Spießform“
- (4) Zwischenform 3/5
- (5) Stagnationsphase: Stauchung der Langtriebe, krallenartige Erscheinungsform durch mehrjährige Kurztriebketten.
- (6) Zwischenform 5/7
- (7) Resignationsphase: Zurücksterben von Zweigen der obersten Baumkrone bis hin zur gesamten Krone



Abbildung 3: Verzweigungs-Architektur von Zweigen aus der Kronenspitze 30 m hoher Altbuchen. Deutlich erkennbar sind die Triebbasisnarben, die für eine Alterszuordnung von Zweigabschnitten genutzt werden.

Auf den Buchenflächen der Waldzustandserfassung wurden in Hessen auf jeder Fläche von drei Bäumen je zwei Triebe aus der Lichtkrone von Baumsteigern gewonnen und anschließend die einzelnen Triebblängen der Jahre 1997-2007 am Haupttrieb vermessen. Anhand der Triebbasisnarben war eine retrospektive Bewertung der Triebblängen möglich (s. Abbildung 3). Durch Vergleichsmessungen an den Seitentrieben wurden die Ergebnisse abgesichert. Triebblängen der Buche validieren die terrestrischen Bonituren der Verzweigungsarchitektur.

Die jährliche Produktion an Samen (Fruchtbildung, Fruktifikation) kann bei schwer-früchtigen Baumarten (Bildung großer, gehaltvoller Früchte) wie Buche und Eiche eine erhebliche Änderung interner Kreisläufe bewirken. Dies hat Einfluss auf die Beurteilung der Vitalität der Bäume.

Methodisch wird in der terrestrischen Bonitur der Waldzustandserhebung unterschieden:

- (1) ohne
Fruchtbildung tritt nicht oder nur in unbedeutender Ausprägung auf. Fruchtbildung wurde nach Absuchen der Krone mit dem Fernglas auch in einem vertretbaren Zeitaufwand nicht festgestellt.
- (2) gering
Fruchtbildung tritt nur vereinzelt auf, sie ist nicht auf den ersten Blick erkennbar. Es muss bewusst mit dem Fernglas danach gesucht werden.
- (3) mittel
Fruchtbildung ist so ausgebildet, dass sie unmittelbar - auch ohne Fernglas - erkennbar ist. Das Erscheinungsbild des Baumes wird durch die Fruchtbildung beeinflusst, jedoch nicht geprägt.
- (4) stark
Fruchtbildung fällt ins Auge, ist auf den ersten Blick erkennbar, prägt das Erscheinungsbild des Baumes.

In Voruntersuchungen zeigte sich, dass statistische Zusammenhänge zwischen Klima bzw. Witterung und Vitalitätsmustern der Buche stark durch Merkmale der Buchenbestände selbst beeinflusst sind. Es zählen dazu vor allem das Baumalter und die Bestandesstruktur. Statistische Auswertungen belegen ein hohes Erklärungsmaß des Baumalters für die Variabilität der Vitalitätsindikatoren. Die Erfassung des Baumalters ist jedoch nicht trivial. Die vielfach verwendete Ableitung des Jahres der Bestandesbegründung aus der Forsteinrichtung verliert mit häufiger werdenden Anwendung der natürlichen Verjüngung sowie einem ungleichaltrigem Waldaufbau zunehmend an Genauigkeit. Es wird daher - wenn immer möglich - eine zusätzliche Bestimmung des Baumalters angestrebt. Im Einzelnen sind dazu vorgesehen: Verwendung gesicherter Unterlagen der Bestandesbegründung, Baumstumpf, Altersbestimmung an Zweigen sowie Zuwachsbohrer oder Stammscheiben.

Gerade bei Laubbaumarten wie Buche und Eiche ist festzustellen, dass eine wenig vorbereitete Freistellung der Einzelbäume im höheren Baumalter – etwa durch unvorbereitete waldbauliche Eingriffe bzw. Sturmwürfe – zu negativen Auswirkungen für die Vitalität der Bäume führen kann. Informationen zur Bestandesentwicklung sowie zur aktuellen Situation der Bestandesstruktur im Umkreis der Probestämme sind deshalb von Bedeutung. Konform mit den Festlegungen des europäischen Manuals findet in Hessen für die Buchen der Waldzustandserhebung folgendes Verfahren statt: Für jeden Probestamm wird die Krone für die Haupthimmelsrichtungen abgelotet bzw. dieser Wert gutachtlich geschätzt. Der Abstand von der Kronenmitte zur Kronenablotung wird als relatives Maß für die Entfernung bis zum Beginn der nächsten Buchenkrone verwendet.

Unterschieden werden die Stufen:

- (1) Die Kronen greifen ineinander;
- (2) geschlossen: Die Kronen berühren sich;
- (3) Abstand der Baumkronen zueinander bis zu $1/3$ des durchschnittlichen Baumkronendurchmessers;
- (4) Abstand der Baumkronen zueinander bis zu $2/3$ des durchschnittlichen Baumkronendurchmessers;
- (5) Abstand der Baumkronen zueinander ab $2/3$ bis $1/1$ des durchschnittlichen Baumkronendurchmessers; sowie

(6) Abstand der Baumkronen $>$ als $1/1$ des mittleren Baumkronendurchmessers. Das Mittel des relativen Abstandes der vier Richtungen wird als Indikator für den relativen Baumabstand der Probebäume verwendet.

Für den Gesundheitszustand der Waldbäume ist die Relation zwischen der Gesundheit der Bäume und der Stärke der die Baumart begleitenden Insekten, Pilze und sonstigen biotischen Faktoren wie Bakterien und Viren ausschlaggebend. Umweltbedingungen wie die Klimaerwärmung oder Trockenphasen können Einfluss auf das Gleichgewicht nehmen. Im Zuge der systematischen Stichprobe der Waldzustandserfassung werden daher an den Probebäumen sichtbare biotische Faktoren beschrieben und zahlenmäßig ermittelt. In Übereinstimmung mit dem europäischen Manual umfasst die Symptombeschreibung zunächst die Angabe des Baum-Orts der Symptome, z.B. den Stammfuß. Danach wird der Typ des Symptoms (Beispiel: abgestorbene Rindenbereiche) und die Größe des Befalls beschrieben. In einem letzten Schritt wird der Verursacher notiert.

2.5 Jahrringzeitreihen und kontinuierliche, hochauflösende Stammumfangmessungen

Das jährliche Wachstumsverhalten von Bäumen lässt sich auch ohne regelmäßige Messungen rekonstruieren, wenn man den Bäumen Bohrkerne entnimmt und die Jahrringbreiten vermisst (Dendrochronologie). Im Rahmen einer bundesweiten Studie wurden von Beck (vgl. BECK 2010) an 7 hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen und einem niedersächsischen Standort (Abbildung 1 und Tabelle 1) Bohrkerne für Zeitreihenanalysen der jährlichen Wachstumsraten der Bäume untersucht. Die erstellten Zeitreihen wurden dankenswerter Weise für dieses Projekt durch den Autor zur Verfügung gestellt. Sie enden im Jahr 2006 und reichen je nach Bestandesalter bis zu 142 Jahre (Zierenberg) zurück (s. Tabelle 1). An jeder Intensiv-Monitoringfläche wurden bis zu 20 den Bestand dominierende Bäume in Brusthöhe mit je 2 Bohrkerne beprobt. Zur Messung der Jahrringzeitreihen (LINTAB-Messtisch, Messsoftware TSAP) wurden die Bohrkerne getrocknet, in Bohrkernträger eingeleimt und mehrfach geschliffen. Die Zeitreihen der Bohrkerne von bundesweit 88 Intensiv-Monitoringflächen wurden untereinander auf Synchronität geprüft und gegebenenfalls korrigiert. Ziel der Bohrungen war es, den gesamten Radius bis hin zum innersten Jahrring zu erfassen. Aufgrund der Exzentrizität des Stammquerschnitts wurden die innersten Ringe jedoch nicht in jedem Fall erbohrt. Der Radius dieses nicht erfassten Bereichs wurde daher aus der Krümmung des innersten noch erfassten Jahrrings abgeleitet. Neben der Exzentrizität führt die trocknungsbedingte Schrumpfung dazu, dass aus dem so ermittelten Radius nicht der tatsächliche Brusthöhendurchmesser (BHD) berechnet werden kann. Zur Korrektur wurde der BHD parallel zur Bohrung gemessen und mittels einer Rindenfunktion (ALTHERR et al. 1978) der tatsächliche BHD ohne Rinde (BHD o. R.) berechnet. Über den Quotienten aus dem BHD o. R. und dem aus dem Bohrkern abgeleiteten Durchmesser konnte letzterer korrigiert werden. Die so gewonnenen Durchmesserzeitreihen wurden zur besseren Vergleichbarkeit und Eliminierung von Ausreißern in relative Durchmesserwerte transformiert. Aus der Multiplikation der Zeitreihe des mittleren relativen BHD mit dem Kreisflächenmitteldurchmesser aller Probebäume einer Monitoringfläche ergibt sich der mittlere absolute Durchmesser und aus dessen interannuellen Differenzen die mittlere Jahrringbreitenzeitreihe.

Diese Zeitreihen dienen als Maß für den jährlichen Zuwachs der Buchen. Um die Wirkung extremer Trockenheit auf das Wachstum zu untersuchen, sind dabei vor allem die kurzfristigen, annuellen Wachstumsschwankungen von Interesse, welche jedoch von Langzeittrends des Zuwachses überlagert werden können. In Abbildung 4 sind die Jahrringbreiten der sieben

hessischen Flächen als Mittelwerte der bis zu 20 Einzelbäume pro Untersuchungsfläche dargestellt. Durch die zusätzliche Bildung gleitender, 10-jähriger Mittelwerte lassen sich die Langzeittrends in den Zeitreihen gut erkennen. Eine Abnahme der Jahrringbreite, wie sie tendenziell bis etwa 1920 und deutlicher ab Mitte der 1960er Jahre zu beobachten ist, lässt sich als typischer Alterstrend auf die bei gleicher Zuwachsleistung geringere Jahrringbreite infolge des zunehmenden Stammumfangs zurückführen. Die diesem Trend entgegen gerichtete, zwischenzeitliche Zunahme der Jahrringbreite in den 1920er bis 1970er Jahren ist möglicherweise auf eine bessere Nährstoffversorgung infolge erhöhter Stickstoffeinträge über die Deposition zurückzuführen (LAUBHANN et al. 2009). Besonders auffällig ist die extreme Zunahme der Jahrringbreite auf der Fläche Hünfeld (HUE) ab den 1950er Jahren bis Mitte der 1970er Jahre gefolgt von einer ebenso extremen Abnahme bis zum Ende der Zeitreihe in 2006. Eine plausible Erklärung für dieses ungewöhnliche Wuchsverhalten konnte bisher nicht gefunden werden. Da die Vermessung der Bohrkerns von allen Flächen im selben Projekt und nach identischen Verfahren erfolgte und das abweichende Wuchsverhalten in ähnlicher Ausprägung bei allen 20 auf der Fläche Hünfeld beprobten Bäumen auftritt, ist eine fehlerhafte Analyse als Ursache auszuschließen.

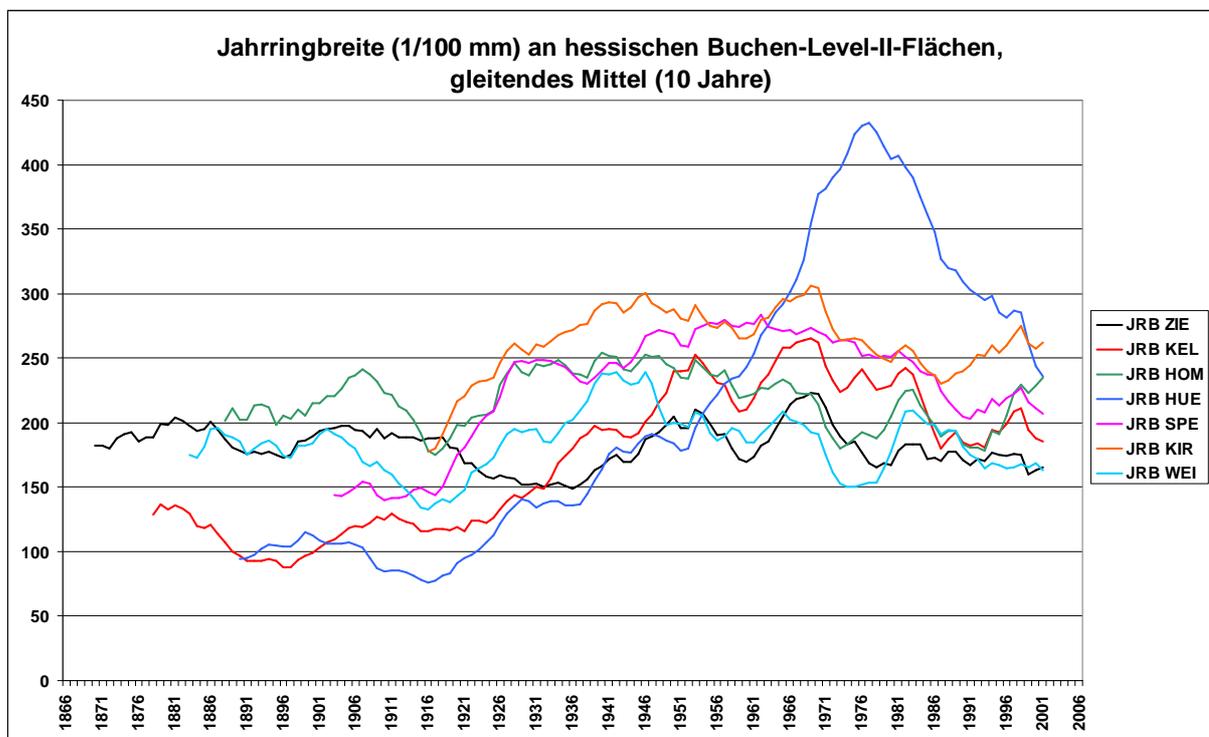


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf der Jahrringbreiten für 7 hessische Buchen-Level II Flächen (vgl. Abbildung 1). Dargestellt sind die aus bis zu 20 Einzelbäumen pro Fläche gemittelten Werte. Der Kurvenverlauf wurde durch Bildung eines gleitenden 10jährigen Mittelwertes geglättet.

Um die Datensätze von Langzeittrends zu bereinigen, wurde für die weitere Analyse statt der Jahrringbreite die Abweichung der Jahrringbreite von einem sechsjährigen gleitenden Mittelwert (JRBabw) verwendet. Dieser Mittelwert wurde jeweils aus den drei Vor- und Folgejahren gebildet. In Abbildung 14 ist die JRBabw als Mittelwert der 7 Untersuchungsflächen für den Zeitraum von 1933 bis 2006 dargestellt.

Neben den sich aus den Jahrringanalysen ergebenden Langzeitreihen des Jahresszuwachses existieren für vier Intensiv-Monitoringflächen - Homburg, Kirchhain, Weilburg und Zierenberg - zeitlich hoch auflösende Umfangmessungen. Diese werden mittels Dendrometern an jeweils 6 dominierenden Bäumen - mit Höhen zwischen 28 m und 38 m - in einer Stammhöhe von 130 cm und 500 cm in 30-Minuten-Intervallen erfasst. Die verwendeten Geräte „D4 Dial-Dendro UMS-electronic“ bestehen aus dem mechanischen Umfangmessgerät „Dial-Dendro“ der Fa. FOB (Salzburg), versehen mit einem kompakten elektronischen Sensor der Fa. UMS zur automatisierten Messdatenerfassung. Eine Umfangsänderung wird über ein weitgehend reibungsfrei um den Baum geführtes Messseil auf das Dial-Dendro übertragen und mechanisch in eine Drehbewegung umgesetzt, welche mittels Leitplastikpotentiometer als Winkeländerung erfasst wird. Um die Reibung des Umfangmessseils auf der Rinde zu minimieren wird ein Teflonnetz untergelegt, welches auch ein Verharzen, Vereisen oder Einwachsen des Seils verhindern soll (UMS 2005). Die Messauflösung beträgt 10 µm. Die Dendrometer sind seit 1997 installiert. Es hat sich gezeigt, dass Banddendrometer generell den Zuwachs der Vegetationsperiode direkt nach der Installation unterschätzen, da das Stammwachstum zuerst unvermeidbare Lücken zwischen Band und Rinde „auffüllt“ (KEELAND & SHARITZ 1993). Ab der Vegetationsperiode 1999 ist nicht mehr von einer diesbezüglichen Unterschätzung des Zuwachses auszugehen. Durchgängige Datenreihen liegen aufgrund der sensiblen Messtechnik und der äußeren Witterungseinflüsse nicht immer vor. Verläufe des Zuwachses innerhalb eines Jahres oder zwischen aufeinander folgenden Jahren lassen sich jedoch auch hinreichend aus einer identischen Teilauswahl der Dendrometerzeitreihen beurteilen, welche innerhalb des Betrachtungszeitraums lückenlos vorliegen. Registriert wird von den Dendrometern die Veränderung des Stammumfangs in Millimetern seit dem letzten Zurückstellen des Messseils auf 0. Um eine Beeinflussung des tatsächlichen Zuwachses von tageszeitabhängigen Schwankungen zu vermeiden, wird der Tageszuwachs aus der Differenz der Messwertmaxima des Tages und Vortages berechnet. Scheinbar negative Zuwächse infolge von Schrumpfungsprozessen werden auf den Wert 0 korrigiert und durch Abzug des entsprechenden Betrages vom nächstfolgenden positiven Zuwachswert ausgeglichen.

2.6 Durchforstungsversuch Laubach

Der Durchforstungsversuch Laubach dient der Untersuchung des Einflusses verschiedener Durchforstungsstärken auf die Massen- und Wertleistung von Buchenbeständen nach den Arbeitsplänen des Vereins der Forstlichen Versuchsanstalten von 1873 u. 1902. Die Versuchsanlage mit drei Versuchspartellen in den Niederdurchforstungsstärken „schwach“, „mäßig“ und „stark“ (A, B und C-Grad, Tabelle 4) erfolgte 1886 in einem 40 jährigen Buchennaturverjüngungsbestand, in dem nachträglich einzelne Eichen eingebracht wurden. Bereits bei der Versuchsanlage wurde die Bestandesstruktur im A-Grad als dicht, im B-Grad als geschlossen bis licht und im C-Grad als licht bis lückig geschildert und nachfolgend entsprechend weiter behandelt.

Bei der ertragskundlichen Aufnahme 2009 stockt in der Versuchsanlage ein 163-jähriges, annähernd einschichtiges, sehr wüchsiges, starkes bis sehr starkes Buchen-Baumholz. Der Schlussgrad und die Kronenentwicklung in den Partellen unterscheiden sich in Abhängigkeit von der Durchforstungsstärke. Im A-Grad ist der Schlussgrad gedrängt. Neben einzelnen normal entwickelten sind die Kronen meist klein, geklemmt oder einseitig ausgeformt. Der Schlussgrad im C-Grad ist locker bis geschlossen. Die Kronen sind breit ausgebildet. Im B-Grad ist der Schlussgrad locker bis gedrängt. Neben breit ausgeformten Kronenformen sind auch schmale, kleine, einseitige oder geklemmte Kronenformen vertreten. Im A und B-Grad sind

Lücken und Löcher nach Windwürfen, vor allem durch den Orkan Kyrill (Januar 2007) entstanden.

Bei der Aufnahme 2004 wurde im B- und C-Grad bereits mit einer Zielstärkennutzung (Entnahmemenge ca. 200 m³/ha bzw. ca. 150 m³/ha) begonnen. Seit dieser Hiebsmaßnahme unterliegt die Fläche einem vollständigen Einschlagsstopp im Rahmen einer Selbstbindungsverpflichtung des Waldeigentümers. Im C-Grad hat sich flächig stammzahlreiche, qualitativ gute Buchen-Naturverjüngung in der Jungwuchsklasse etabliert. Im B-Grad ist gruppen- bis horstweise Verjüngung im Anwuchs- bis Gertenholzstadium vorhanden und im A-Grad läuft Buchennaturverjüngung im Anwuchsstadium von den stärker belichteten Randbereichen her auf.

Tabelle 4: Definition der Durchforstungsvarianten für die Versuchspartellen Laubach (Baumklassen nach KRAFT (1884), vgl. Anhang 1).

Durchforstungsvariante	Alias	Beschreibung
Schwache Niederdurchforstung	A-Grad	Entnahme abgestorbener, absterbender und kranker Stämme sowie niedergebogener Stangen (Baumklasse 5 nach Kraft)
Mäßige Niederdurchforstung	B-Grad	Entnahme von abgestorbenen, absterbenden, niedergebogenen, unterdrückten Stämmen, Peitschern, schlecht geformten Vorwüchsen und kranken Stämmen. (Baumklassen n. Kraft 5, 4 und Teile von 2)
Starke Niederdurchforstung	C-Grad	Allmähliche Entfernung aller Stämme der Baumklassen 2-5 nach Kraft sowie einzelner der Klasse 1 mit schlechter Schaftform und abnormer Kronen

3 Methoden und Modelle

3.1 Waldwachstumsmodell WaldPlaner

Für die Rekonstruktion und Simulation von Wachstumsverläufen auf den untersuchten Flächen sowie die Berechnung verschiedener, vom verwendeten Wasserhaushaltsmodell benötigter Bestandesparameter (Blattflächenindex, Überschirmungsgrad) kommt der WaldPlaner (HANSEN 2006, 2011, ALBERT & HANSEN 2007) zum Einsatz. Mit diesem System kann das Wachstum unterschiedlich strukturierter Bestände unter Berücksichtigung waldbaulicher Maßnahmen abgebildet werden. Im Zuge der Generierung von so genannten Modellbeständen aus den vorliegenden Rohdaten sowie der Simulation der Bestandesentwicklung werden automatisch diverse Einzelbaum- und Bestandesparameter berechnet und ausgegeben (s. Abbildung 5).

Das System basiert auf einem positionsabhängigen Einzelbaumwuchsmodell (TreeGrOSS, NAGEL 2009). Mittels flexibler Import- und Ergänzungsfunktionen können die einzelbaumbasierten Modellbestände auf Basis verschiedener Ausgangsdaten (Forsteinrichtungsdaten, Einzelbauminventurdaten) aufgebaut werden. Im Zuge der Simulation der Bestandesentwicklung können neben dem Einzelbaumzuwachs auch Prozesse wie Mortalität und Einwuchs sowie forstliche Eingriffe abgebildet werden.

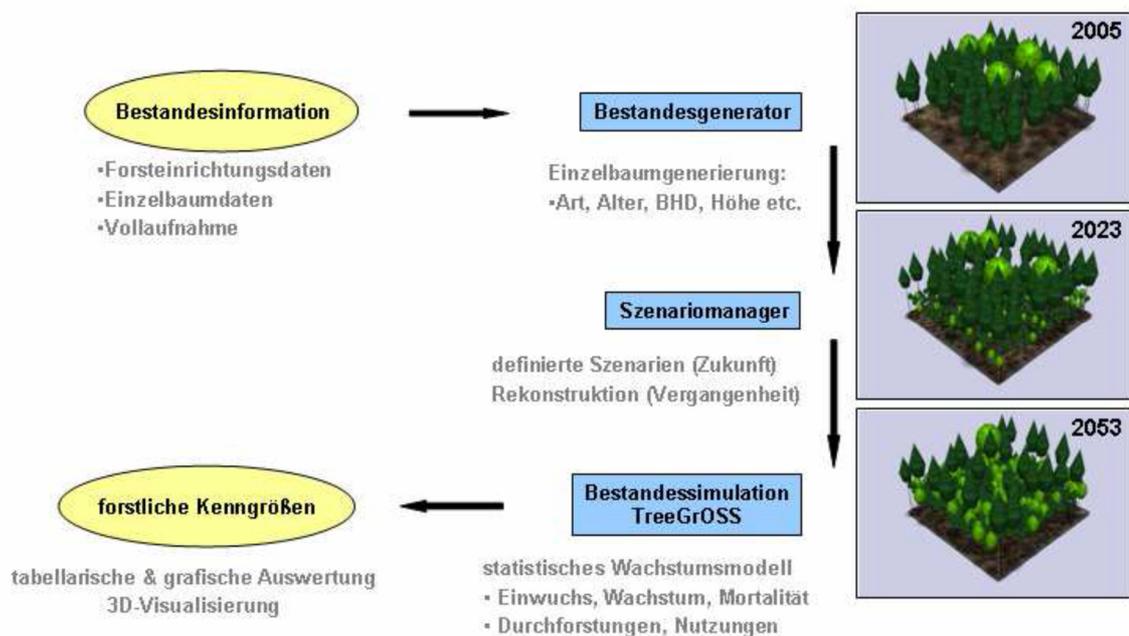


Abbildung 5: Grundlegende Funktionsweise des WaldPlaners.

Die Simulation der zukünftigen Bestandesentwicklung schließt die waldbauliche Behandlung, also Durchforstung und Endnutzung, ein und wird nachfolgend als Hauptnutzung bezeichnet. Die Bestandesbehandlung orientiert sich an der Hessischen Waldbaufibel (HESSENFORST 2008) und richtet sich nach der Entwicklungsphase des Bestandes. Der simulierte Durchforstungsgang entspricht im Auslesestadium (Oberhöhen zwischen 14 und 24 m) einer starken Hochdurchforstung zur Förderung von Zukunftsbäumen, in der anschließenden Ausreifungsphase folgen nur noch mäßige, eher vorratspflegende Eingriffe und im Reife- und Regenerationsstadium eine zeitlich gestreckte, femelartige (auf unregelmäßig verteilte kleinere Parzellen festgelegte) Nutzung zielstarker Bäume bei gleichzeitiger Naturverjüngung und Erhaltung von stehenden Totholz- und Habitatbaumgruppen. Die Hochdurchforstung ist die

heute übliche Form der Durchforstung und unterscheidet sich von der auf der Versuchsfläche Laubach durchgeführten Niederdurchforstung dadurch, dass die Priorität für die Baumentnahme bei den vorherrschenden Bäumen liegt (vgl. Tabelle 4).

In der WaldPlaner-Parameterdatei sind verankert:

- der angestrebte Bestockungsgrad (als Anteil des natürlichen Bestockungsgrades) in den Bestandesentwicklungsphasen, je nach Oberhöhe des Bestandes
- die Durchforstungsart
- die minimale und maximale Entnahmemenge je
 - Durchforstungseingriff (10-40 Vorratsfestmeter je ha)
 - Endnutzungseingriff (10-100 Vorratsfestmeter je ha)
- die Zielstärke (Erreichen der Hiebreife) der Buche
- der über den Bestockungsgrad (B°) gesteuerte Verjüngungsgang der Hauptbaumart Buche während der Hauptnutzung mit dem Ziel der Wiederbegründung eines Buchenbestandes (B° (Anzahl der Jahre): **0,7** (4) \rightarrow **0,6** (4) \rightarrow **0,4** (4) \rightarrow **0,4** (4) \rightarrow **0,0**)

Da im Rahmen des Durchforstungsversuchs an der Versuchsfläche Laubach über den gesamten Zeitraum seit 1886 in mehrjährigen Intervallen vollständige Aufnahmen der Bestandesparameter erfolgten, wird in diesem Fall im WaldPlaner keine Simulation der Bestandesentwicklung durchgeführt, sondern eine direkte Abbildung der Aufnahmedaten erstellt, um die für das Wasserhaushaltsmodell benötigten Parameter abzuleiten.

3.2 Wasserhaushaltsmodell WaSiM

Mit Hilfe eines gebietsdifferenzierten hydrologischen Einzugsgebietsmodells werden die komplexen Prozesse des Wasserhaushaltes abgebildet. Das **Wasserhaushalts-Simulations-Modell** WaSiM (SCHULLA 2014, SCHULLA & JASPER 2007) erwies sich dabei als am besten geeignet, um die Projektziele zu erreichen.

WaSiM ist in verschiedenen Einzugsgebieten von der Mikro- (< 1 km²) bis zur Mesoskala (\pm 10.000 km²) bereits erfolgreich getestet und angewendet worden (<http://www.wasim.ch/de/dialog/publications.htm>). Durch die modulare Struktur und das GIS-basierte Einleseformat der Geodatenbasis werden eine einfache Handhabung und die Verknüpfbarkeit mit anderen Modellen gewährleistet. WaSiM weist zahlreiche Modellbausteine wie Module für Schneeschmelze und -akkumulation, Grundwasser und Abflussrouting auf, die bei Bedarf aktiviert werden können. Die räumliche und zeitliche Auflösung der Eingabe- und Ausgabeparameter ist frei wählbar.

Die einzelnen Modellbausteine können der Abbildung 6 entnommen werden. Der meteorologische Antrieb der Klima- und Niederschlagsstationen wird mit Hilfe verschiedener Verfahren (IDW, höhenabhängige Regression), die vom Anwender ausgewählt und kombiniert werden können, auf das Flächenraster des Modells interpoliert. Weiterhin besteht die Möglichkeit einer topographiebedingten Strahlungskorrektur und Temperaturmodifikation. Eine detaillierte Modellbeschreibung ist bei SCHULLA (2014) zu finden.

Die Evapotranspiration umfasst die Verdunstungsprozesse Transpiration, Interzeption und Evaporation. Die Interzeption wird von WaSiM über einen einfachen Speicheransatz ermittelt. Die potentielle Evapotranspiration wird nach der Methode von Penman-Monteith (MONTEITH

1965) berechnet. Vegetationsspezifische Parameter wie LAI, Überschirmungsgrad und Bestandeshöhe, die für die Berechnung der Verdunstungsprozesse benötigt werden, werden über die Simulation des Bestandeswachstums mit dem WaldPlaner (s. Kapitel 3.1) abgeleitet.

Die Modellierung der Wasserbewegung im Boden ist primär von den bodenphysikalischen Eigenschaften des Substrates abhängig. WaSiM berechnet die Wasserflüsse in der ungesättigten Bodenzone auf der Grundlage der Richards-Gleichung (RICHARDS 1931) in eindimensionaler vertikaler Form (SCHULLA 2014). Die Parametrisierung der verwendeten pF-Kurven erfolgt nach VAN GENUCHTEN (1980). Die physikalischen Eigenschaften von Waldböden unterscheiden sich deutlich von Ackerböden. Deshalb erfolgt die Ableitung der van Genuchten-Parameter in Anlehnung an TEEPE et al. (2003). Die Untersuchungen dieser Arbeit haben gezeigt, dass die Unterschiede zwischen den 31 Texturklassen nach ARBEITSGRUPPE BODEN (1994) häufig sehr gering sind. Mit Hilfe einer Clusteranalyse konnten die Texturklassen der Kartieranleitung auf 10 Texturklassen mit jeweils 5 Dichteklassen reduziert werden. Für zehn Texturklassen berechneten TEEPE et al. (2003) anhand von 1850 an Waldböden ermittelten Wasserretentionskurven die van Genuchten-Parameter.

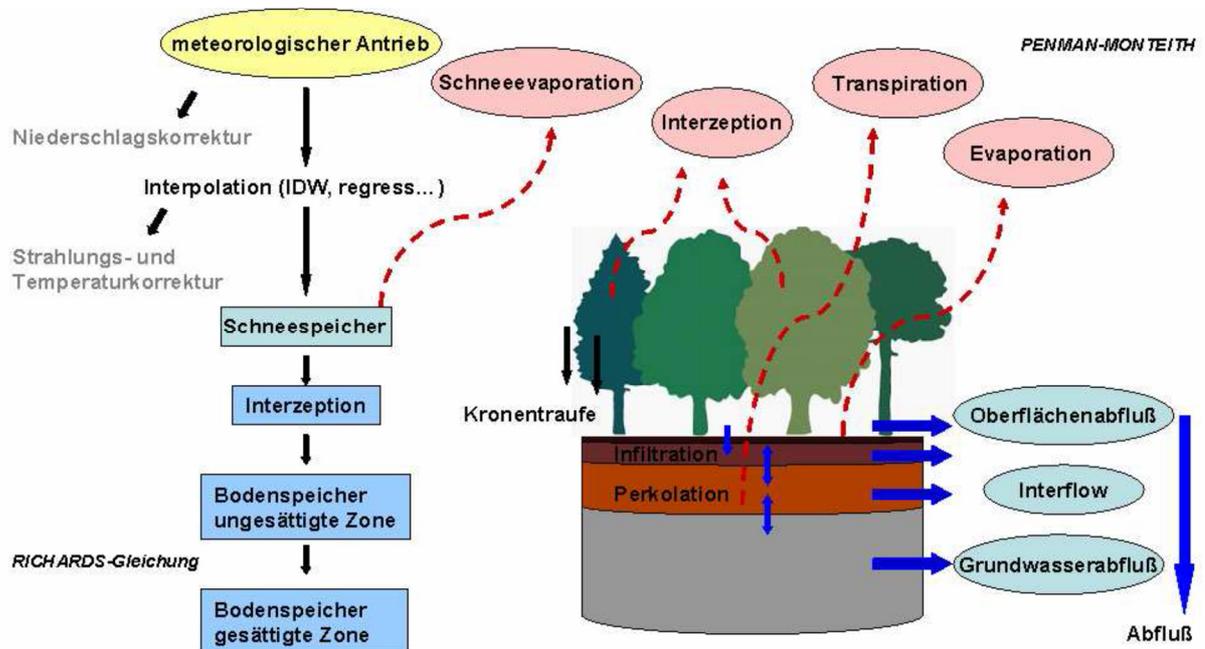


Abbildung 6: Modellschema WaSiM (verändert nach SCHULLA 2014).

3.2.1 Kopplung der Modelle WaldPlaner und WaSiM

Die Verknüpfung zwischen WaldPlaner und WaSiM erfolgt mittels Übergabe der Modellparameter über eine Datenbankschnittstelle. So wird anhand des Brusthöhendurchmessers (BHD) und der Stammzahl die langfristige Veränderung des Blattflächenindex (LAI) auf der Basis der Einzelbaumdaten baumartenabhängig berechnet (HAMMEL & KENNEL 2001). Der LAI beschreibt das Verhältnis der Gesamtblattfläche eines Bestandes zu dessen Grundfläche. Durch Laubabwurf entstehen jahreszeitliche Schwankungen im Bestandes-LAI. Für einen Buchenbestand entspricht der LAI während der Vegetationsruhe dem Stammflächenindex (SAI). Nach HAMMEL & KENNEL (2001) wird im Modell standort- und jahresspezifisch der Beginn (MENZEL 1997) und das Ende (VON WILPERT 1990) der Vegetationsperiode berechnet.

Eine weitere wichtige Größe zur Parametrisierung der Landnutzung im Wasserhaushaltsmodell stellt der Bedeckungsgrad (Überschirmung) dar. Dieser beschreibt als Maß der räumlichen Verteilung den Anteil der Bestandesfläche, welcher von mindestens einer Baumkrone bedeckt wird. Der Bedeckungsgrad wird direkt im WaldPlaner berechnet und an das hydrologische Modell übergeben. Bei einem Bedeckungsgrad von weniger als 0,85 wird die Annahme getroffen, dass sich auf den Freiflächen eine Gras- und Strauchvegetation entwickelt. Tritt dies auf, werden die Vegetationsparameter der Grasvegetation und der Bestände addiert. Da die Auswirkung einer Sekundärvegetation auf den Wasserhaushalt nicht explizit in diesem Projekt untersucht wird, wird auf eine Modellierung mit mehrschichtigen Vegetationslayern verzichtet.

3.3 Konzept und Methode der Vitalitätsbewertung der Baumart Buche

3.3.1 Resilienz

Störungen sind ein Wesensmerkmal in der Entwicklung von Waldökosystemen (OTTO 1994). Da Bäume an ihren Standort und die dort herrschenden Umweltbedingungen gebunden sind, ist ein langfristiges Überleben nur möglich, wenn eine besondere Fähigkeit zur Anpassung an unterschiedliche Bedingungen besteht (ROLOFF 2001). Laubbäume sind erstmals für die Kreidezeit des Erd-Mittelalters nachgewiesen, diese Phase begann vor 135 Millionen Jahren. Es ist naheliegend, dass in der Vererbung von Baumgeneration zu Baumgeneration über diesen langen Zeitraum ein enormes genetisches Potenzial der Adaption an veränderliche Umweltbedingungen entstanden ist. Anpassung in Form von resilienten Prozessen hat zu einer gegenwärtig ausgeprägten Kontinuität des Buchenvorkommens in Hessen geführt, nachdem die Baumart erst vor etwa 3000 Jahren, also lange nach dem Ende der letzten Eiszeit, wieder eingewandert ist.

Resilienz beschreibt die Stabilität von Systemen nach Störungen. Der Klimawandel kann Störungen der Waldentwicklung sowohl durch langfristige, fast stetige als auch durch plötzliche und radikale Veränderungen nach sich ziehen. Resilienz dokumentiert darüber hinaus die Fähigkeit eines Systems zu kontinuierlicher Veränderung, Anpassung und Entwicklung (WALKER 1995, WALKER et al. 1999).

Grenzen resilienter Reaktion zeigen sich in der annualen Mortalität als Maß der Lebensfähigkeit. Sowohl von den Intensiv-Messflächen als auch von den Flächen der Übersichtserhebungen liegen Flächenpläne vor. Scheiden Bäume während eines Jahres aus, wird die Ausfallursache festgehalten. Dazu zählen Entnahmen im Zuge von Bewirtschaftungsentscheidungen wie auch ein Absterben durch abiotische Ursachen wie Sturm oder Frost oder durch biotische Faktoren wie Pilze und Insekten.

3.3.2 Modellierung mittelfristiger Vitalitätsmuster mittels standörtlicher Faktoren

Für Überlegungen zur Anbaueignung von Baumarten auf bestimmten forstlichen Standorten kommt einer mittelfristigen Betrachtungsweise Bedeutung zu. Hierzu werden Vitalitätsindikatoren wie die Verzweigungsarchitektur, der Blattverlust als Mittel der Jahre 2003 bis 2007 sowie die Triebblängensumme der Jahre 2003 bis 2007 ebenso mittelfristigen standörtlichen Einflussgrößen in einem Generalisierten additiven gemischten Modell (GAMM, WOOD 2006) gegenüber gestellt. Additive Modelle ermöglichen dabei die Identifikation nichtlinearer Effekte der Prädiktorvariablen auf die Zielvariable, ohne vorab Annahmen über die Funktionsform definieren zu müssen. Die Verwendung eines gemischten Modells ist erforderlich, weil

die Daten aufgrund des Beprobungsdesigns gruppiert vorliegen und somit nicht unabhängig voneinander sind.

Tabelle 5: Vitalitätsindikatoren und Standortfaktoren im multiplen Regressionsmodell (GAMM).

Vitalitätsindikatoren (Zielvariablen)	standörtlicher Einflussgrößen (Prädiktorvariablen)
⇒ Verzweigungsarchitektur der Oberkrone ⇒ mittlere Triebblängen ⇒ mittlerer Blattverlust	⇒ Bestandesalter ⇒ Lageparameter <ul style="list-style-type: none"> • Rechtswert • Hochwert • Höhe ü. NN • Lokale Lage • Hangform, Neigung • Relief ⇒ Klima und Wasserhaushalt <ul style="list-style-type: none"> • Temperatursumme Vegetationszeit (Temp) • Klimatische Wasserbilanz (KWB) • Nutzbare Feldkapazität (nFK) ⇒ sonstige Größen <ul style="list-style-type: none"> • Harmonisierte Trophiestufen • Bestandesstruktur

Der forstliche Standort wird in diesem Zusammenhang insbesondere durch die Informationen zur Lage der Buchenbestände, durch Indikatoren zu Witterung und Klima sowie durch standortkundliche Trophiebewertungen charakterisiert. Zur weiteren Beschreibung der Waldbestände werden Daten zum Baumalter und zu den Bestandesstrukturen berücksichtigt (Tabelle 5).

Die klimatische Wasserbilanz (KWB) ist eine einfache Methode, um die Wasserversorgung von Vegetationsbeständen abzuschätzen (MÜLLER 2006, SPELLMANN et al. 2007, 2011, SUTMÖLLER et al. 2009). Die KWB ist die Differenz aus dem gefallenem Niederschlag und der potenziellen Verdunstung. Damit kann die KWB als Richtwert für die potenzielle, niederschlagsbezogene Wasserverfügbarkeit interpretiert werden. Geht man davon aus, dass in der Nicht-Vegetationszeit der Bodenwasserspeicher vollständig aufgefüllt wird, steht zu Beginn der Vegetationsperiode zusätzlich die für die Bestände erreichbare, potentielle Bodenwassermenge zur Verfügung. Diese wird als nutzbare Feldkapazität (nFK) bezeichnet und kann zur Einschätzung der Wasserversorgung der Waldstandorte mit dieser verrechnet werden (KWB+nFK).

3.4 Statistischer Modellansatz zur Simulation der trockenheitsbedingten Wachstumsvariabilität

Um die trockenheitsbedingte Wachstumsvariabilität der Buche in Hessen für die Vergangenheit möglichst gut abzubilden und deren zukünftige Entwicklung abschätzen zu können, wird auf Basis von sieben hessischen Intensiv-Monitoringflächen ein multiples Regressions-

modell erstellt. Als abhängige Zielvariable findet dabei die in Kapitel 2.5 beschriebene Abweichung der Jahrringbreite (JRB_{abw}) Verwendung, als unabhängige Prädiktoren gehen verschiedene aus Klima- und Wasserhaushaltsgrößen abgeleitete Trockenstressindikatoren in das Modell ein. Der Modellansatz ist somit gezielt auf die Simulation trockenstressbedingter, extremer Wachstumsrückgänge ausgerichtet, nicht aber auf die Abbildung der Wachstumsvariabilität insgesamt. Neben einem linearen Regressionsansatz wurde auch die Verwendung von additiven Modellen getestet. Additive Modelle erlauben die Identifizierung möglicher nichtlinearer Effekte und deren Anwendung im Modell. Da sich jedoch alle signifikanten Zusammenhänge zwischen Zielvariable und Prädiktoren als linear erwiesen, kamen im weiteren Verlauf nur lineare Regressionsmodelle zum Einsatz.

Als mögliche Prädiktoren wurden insgesamt 118 Varianten verschiedener klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren ausgewählt (vgl. auch Kap. 4.1.2). Sie lassen sich folgenden Variablengruppen zuordnen:

1. Klimatische Wasserbilanz KWB (Niederschlag – potenzielle Verdunstung)
2. Relative Evapotranspiration ET_{rel} (reale / potenzielle Evapotranspiration)
 - 2.1 mittlere ET_{rel} (_mET_{rel})
 - 2.2 Anzahl der Tage, an welchen ET_{rel} < 60 % (ET_{rel,d})
3. pflanzenverfügbares Bodenwasser pBW;
 - maximales pBW = nutzbare Feldkapazität (nFK)
 - 3.1 Anzahl der Tage, an welchen pBW < 40 % nFK (Trockentage TT40)
 - 3.2 Anzahl der Tage, an welchen pBW < 60 % nFK (Trockentage TT60)
 - 3.3 Defizitsumme aller TT40 zu 40 % nFK (BWD40)
 - 3.4 Defizitsumme aller TT60 zu 60 % nFK (BWD60)
 - 3.5 Defizitsumme aller Tage zu nFK (BWD)
 - 3.6 BWD40 / nFK (Is nach GRANIER et al. (1999))
4. Niederschlag N
5. Lufttemperatur LT

Innerhalb dieser Indikatorgruppen werden folgende Spezifikationen unterschieden:

- Zeitraum: Vegetationsperiode, frühe Vegetationsperiode (bis Ende Juli)
- Bezugsjahr: aktuelles Jahr, Vorjahr, Vorvorjahr (LT), aktuelles Jahr + Vorjahr
- TT, BWD, Is: 1m Bodentiefe, durchwurzelte Zone
- TT: alle Trockentage, niederschlagsfreie Trockentage
- LT: Monatsmittelwerte, Temperatursumme, Anzahl warme Tage (> 20° C)

Die verschiedenen Variablen auf Basis der Lufttemperatur gehen dabei nicht nur als Trockenheits-, sondern auch als Fruktifikationsindikatoren ein, da durch die Allokation der Photosyntheseprodukte vom Holzzuwachs hin zu den Fruchtkompartimenten in starken Mastjahren ebenfalls Rückgänge im Stammzuwachs auftreten können (vgl. EICHORN et al. 2008 und Kap. 4.2.2). Der Bezug der Lufttemperatur auf das Vor- und Vorvorjahr leitet sich dabei aus Befunden von GRUBER (2003) ab, wonach das Auftreten der Fruktifikation bereits ein bis zwei Jahre zuvor festgelegt wird und die Lufttemperatur dabei eine wichtige Rolle spielt. Auf einen entsprechenden Kausalzusammenhang wird bereits in früheren Arbeiten von MATTHEWS (1955) und WACHTER (1964) hingewiesen.

Eine erste Eingrenzung der 118 potenziellen Prädiktoren erfolgt auf Basis der Stärke und Signifikanz ihrer Korrelation zur Zielvariable sowie der Anwendung der Funktion `regsubsets`

aus der Bibliothek leaps 2.9 des Statistikprogramms R-2.15.2 (R CORE TEAM 2013). Diese Funktion ermittelt für multiple lineare Regressionsmodelle unterschiedlicher Komplexität (Anzahl der Prädiktoren) auf Basis verschiedener Gütekriterien (u.a. Akaike information criterion (KUHA 2004)) eine frei wählbare Anzahl bestgeeigneter Variablenkombinationen. Aus den dabei am häufigsten vorkommenden Variablen ergibt sich eine Vorauswahl potenziell geeigneter Prädiktoren.

Zur Beurteilung der Modellgüte und möglicher Modellverletzungen wird zunächst eine umfangreiche Residualanalyse durchgeführt. Die weitere Modellbewertung erfolgt aufgrund folgender statistischer Kenngrößen:

- Akaike information criterion (AIC) (KUHA 2004)
- Bestimmtheitsmaß (r^2)
- mittlerer Quadratwurzelfehler (RMSR) (vgl. PUHLMANN & VON WILPERT 2011)
- Mittelwert der Residuen (MR, systematische Abweichung (Bias))
- Räumliche Residualanalyse (Duncans` multiple range test, DUNCAN 1955)
- Zeitliche Residualanalyse (Autokorrelationsfunktion ACF, ZUUR et al. 2009)

Die zeitliche Residualanalyse erfolgt an Zeitreihen der mittleren Residuen unter Verwendung von Zeitabständen zwischen einem und 20 Jahren und einem Signifikanzlevel von 0,05.

Zusätzlich erfolgt eine globale Validierung der Annahmen des Regressionsmodells mittels der Bibliothek gvlma (PENA & SLATE 2006) des Statistikprogramms R-2.15.2. Dabei werden die Modellannahmen hinsichtlich der Verteilung der Residuen, der Linearität und Heteroskedastizität (Varianzheterogenität) sowie der generellen Modellanpassung geprüft.

Die abschließende Validierung des Modells erfolgte durch dessen Anwendung auf einen unabhängigen Datensatz. Ausgewählt wurde hierfür die in der Lüneburger Heide (Niedersachsen) liegende Buchen-Intensiv-Monitoringfläche Lüss (Abbildung 1, Tabelle 1), um alle für Hessen verfügbaren Standorte bei der Modellkalibrierung berücksichtigen zu können.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Modellkalibrierung und –validierung und Überprüfung ausgewählter Indikatoren

4.1.1 Qualitätssicherung der Vitalitätsindikatoren

Die terrestrische Bonitur des Blattverlustes ist eine wichtige Methode zur Bewertung der Vitalität von Buchen (EICHORN et al. 2008). Um die Qualität dieser fernglasgestützten Schätzung sicherzustellen, erfolgt regelmäßig eine Vielzahl von Maßnahmen. Es beginnt bei der nachzuweisenden Qualifikation der Beobachter, die zu Beginn einer Inventur zusätzlich eine einwöchige Schulung zu absolvieren haben. Die Beobachtungen erfolgen in einem Team von zwei Experten. 5 % - 10 % der Beobachtungen werden von einem unabhängigen Kontrollteam nach bewertet. Darüber hinaus bestehen Plausibilitätsprüfungen in der weiteren Datenverwaltung.

Verzweigungs-Architektur der Oberkrone und Triebblängenmessungen

Im Rahmen der vorliegenden Studie erfolgte eine zusätzliche methodische Prüfung der Belaubungsansprache. Langtriebe der obersten Baumkrone sind lange Triebe mit intensiver Seitenverzweigung. An derartigen Trieben bilden sich viele Knospen, aus denen Blätter oder Blüten entstehen können. In der Studie wurden an sämtlichen Buchenplots an einer Stichprobe der Probebäume Triebe aus den Baumwipfeln geworben und im Labor vermessen. Die an jeweils zwei Zweigen von je drei Probebäumen ermittelten mittleren jährlichen Triebblängen eines Plots wurden mit der vom Boden aus bewerteten Verzweigungsarchitektur der Baumkronen verglichen. Je ungünstiger die vom Boden aus bonitierte Stufe der Kronenarchitektur, umso kürzer fallen die mittleren Triebblängen aus. Die Korrelation zwischen der Länge der gemessenen Triebe und der bonitierten Häufigkeit der Kronenarchitekturmuster ist signifikant für Gruppen gleichaltriger, über 40-jähriger Buchen ($R^2 = 0.8$). Das Ergebnis bestätigt die Qualität von Bonituren des Verzweigungszustandes älterer Buchen im Rahmen einer Winteransprache der Waldzustandserfassung (Abbildung 7).

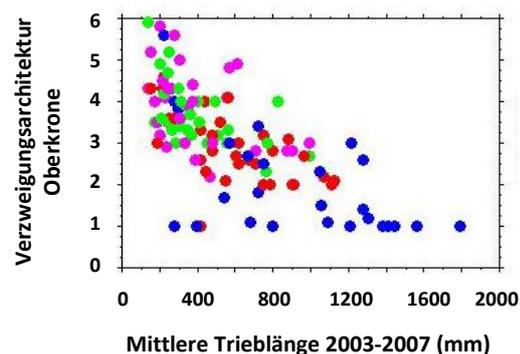


Abbildung 7: Mittlere jährliche Triebblängen in mm (Abszisse; 5 Jahres-Mittelwert) und Verzweigungsarchitektur der Oberkrone (Ordinate). Mittel für die WZE-Probebäume aus den Stufen: 1: Explorative Phase, 3: Degenerative Phase; 5: Stagnierende Phase; 7: Resignative Phase sowie Zwischenstufen (Stufenbezeichnungen nach ROLOFF (2001), vgl. Kapitel 2.4). Farben: Buchenalter in Jahren (blau: 0-40; rot: 40-80; grün 80-120; violett >120).

Mittlerer Blattverlust und Verzweigungsarchitektur der Oberkrone

In einem zweiten Schritt wurde geprüft, ob ein Zusammenhang zwischen der Ansprache der Verzweigungsarchitektur im Winterzustand und der Belaubungsdichte (ausgedrückt als Blattverlust) besteht. Das aufgrund des biologischen Zusammenhangs zwischen Triebbildung und Blattdichte erwartete Ergebnis konnte unter Feldbedingungen durch die terrestrischen Bonituren mit einem signifikanten Zusammenhang bestätigt werden. Ältere Buchen zeigen eine ungünstigere Verzweigungsstruktur und ebenso höhere Blattverluste (Abbildung 8).

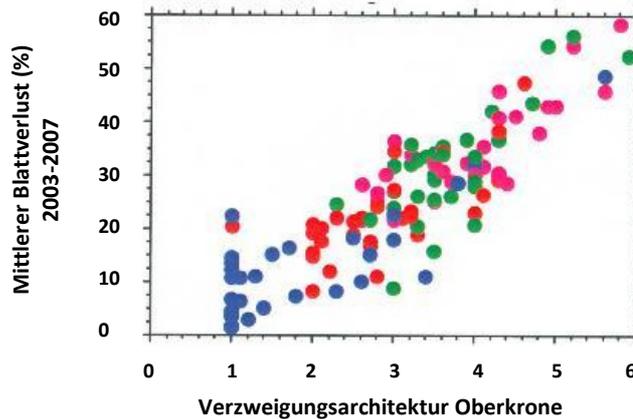


Abbildung 8: Mittlerer Blattverlust Buche in % (Ordinate; 5 Jahres Mittelwert) und Verzweigungsarchitektur der Oberkrone (Abszisse; Stufen nach ROLOFF (2001), vgl. Kapitel 2.4).

4.1.2 Konzeption zuwachsbasierter klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren

In der jüngeren Vergangenheit hat sich aus meteorologischer Sicht vor allem das Jahr 2003 als extremes Trockenjahr mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen und vergleichsweise geringen Niederschlägen während der Vegetationsperiode ausgezeichnet. Ein Vergleich der Jahrringzeitreihen hessischer Buchen-Intensiv-Monitoringflächen hat dabei gezeigt, dass nach einem normalen Wachstum 2003 ein deutlicher Wachstumseinbruch 2004 zu verzeichnen war (EICHORN et al. 2008). Auch andere Wachstums- und Vitalitätsindikatoren wie das Höhenwachstum, die Fruktifikation und die Belaubungsdichte bestätigen eine Stressreaktion hessischer Buchenwälder 2004, nicht jedoch 2003 (vgl. Kapitel 4.2.2).

Erklärungen für diesen scheinbaren Widerspruch liefert eine zeitlich höher aufgelöste Betrachtung des Wachstumsverlaufs der Buchenstämme im Vergleich mit verschiedenen klimatisch-hydrologischen Indikatoren. Beispielhaft ist dieser Vergleich in Abbildung 9 für die Intensiv-Monitoringfläche Zierenberg und die Monate April bis Oktober der Jahre 2003 und 2004 in fünftägiger Auflösung dargestellt. Dem mittleren absoluten Stammumfangzuwachs der Buche sind die Niederschlagssumme, der relative Anteil pflanzenverfügbaren Bodenwassers (rel. pBW als Anteil an der nFK in 1 m Bodentiefe) sowie die relative Verdunstung gegenübergestellt. Die Angaben zu Stammumfangzuwachs und Niederschlag beruhen dabei auf Messwerten, die übrigen Parameter auf Ergebnissen der Wasserhaushaltsmodellierung. Zur Orientierung ist der Wert von 40 % pflanzenverfügbaren Bodenwassers markiert. Nach Untersuchungen von GRANIER et al. (1999) für Eiche und Fichte kommt es bei Unterschreitung dieses Grenzwertes zur Einschränkung der Transpiration infolge des Schließens der Stomata.

ANDERS et al. (2002) haben u. a. für die Buche bei Unterschreiten des relativen pflanzenverfügbaren Wassergehaltes von 60 % eine Verlangsamung des Durchmesserwachstums und bei Unterschreiten eines Wertes von 40 % ein Erliegen des Wachstums festgestellt.

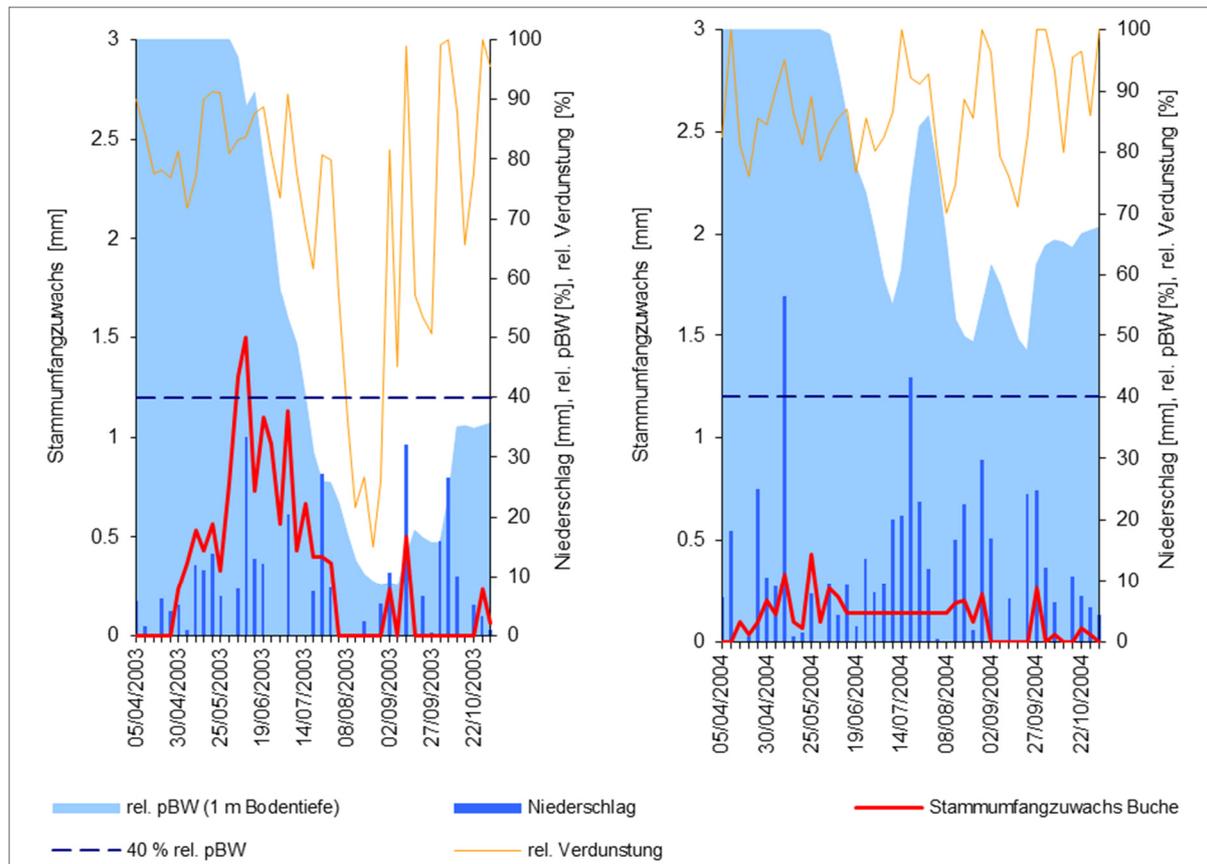


Abbildung 9: Niederschlag, rel. Gehalt pflanzenverfügbaren Bodenwassers (rel. pBW als Anteil an der nFK in 1 m Bodentiefe) und rel. Verdunstung als Kriterien der Wasserversorgung sowie der Stammumfangzuwachs von Buchen für die Intensiv-Monitoringfläche Zierenberg 2003 und 2004 (jeweils April bis Oktober, Auflösung fünftägig).

Die Vegetationsperiode 2003 weist für Zierenberg mit 16,0 °C die höchste Mitteltemperatur und mit 250 mm die zweitniedrigste Niederschlagssumme zwischen 1990 und 2009 auf, was zu einer starken Austrocknung des Bodens mit einem durchschnittlichen relativen pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt von nur 49 % führte. Die Gründe für ein Ausbleiben eines deutlichen Zuwachseinbruchs zeigen sich bei genauerer Betrachtung der Vegetationsperiode. Bis Ende Juli ergeben sich 2003 gute Zuwächse. Ein Wachstumseinbruch ist erstmals um den 20. Juli deutlich zu erkennen, obwohl von Mitte Juni bis Mitte Juli nur wenig Niederschlag zu verzeichnen ist. Erst nachdem der relative pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt unter einen Wert von etwa 40 % fällt, treten Wachstumsunterbrechungen auf. Wachstum erfolgt von da an nur noch vorübergehend und in direkter Verbindung mit Niederschlagsereignissen. Die relative Verdunstung fällt genau in solchen Phasen der Wachstumsunterbrechung auf unter 60 % und eignet sich daher ebenfalls gut als Indikator für Wassermangel. Das Stammumfangwachstum bei Buchen erfolgt üblicherweise zu einem großen Teil in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode bis Ende Juli (BOURIAUD et al. 2004, SCHMITT et al. 2002). Bis zu diesem Zeitpunkt war bei hohen Lufttemperaturen die Wasserverfügbarkeit ausreichend und der

Zuwachs konnte dadurch 2003 ein gutes Niveau mit einer überdurchschnittlich hohen Wachstumskulmination erreichen. Nach Beobachtungen von LISTING (2011) an hessischen Buchenwaldstandorten wird die Wachstumskulmination der Stammdurchmesser im Mittel bereits in der ersten Juniwoche erreicht und dessen Ausmaß stellt neben der Wuchsdauer eine wichtige Einflussgröße für den Gesamtjahreszuwachs dar. Dagegen wird aufgrund der deutlich geringeren Zuwachsleistung in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode 2004 in diesem Jahr nur etwa ein Drittel des Stammumfangzuwachses des Vorjahres erreicht, obwohl bei einer deutlich höheren Niederschlagssumme der relative pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt und die relative Verdunstung zu keinem Zeitpunkt ein als kritisch angenommenes Niveau unterschreiten. Der Einfluss der Wasserverfügbarkeit und Temperatur des Vorjahres auf die Kohlenstoffspeicherung und die mastinduzierende Knospenbildung (DROBYSHEV et al. 2010, GRUBER 2003, PIOVESAN & ADAMS 2001, REICHSTEIN et al. 2013) sind dabei mögliche Erklärungen für eine zeitlich verzögerte Zuwachsreaktion. Ein Vergleich der Jahre 1988 bis 2011 für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte (PAAR et al. 2011) lässt dabei das Jahr 2004 als besonders extremes Mastjahr erkennen. So zeigt sich bei ca. 90 % aller älteren Buchen eine mindestens mittelstark ausgeprägte Fruktifikation, bei über der Hälfte der älteren Buchen ist sogar eine starke Fruktifikation zu verzeichnen.

Das Fallbeispiel Zierenberg macht deutlich, dass in Bezug auf den Stammzuwachs in der Regel ein komplexes Wirkungsgeflecht sich wechselseitig beeinflussender klimatisch-hydrologischer Faktoren besteht, welches auch Parameter wie z.B. die Fruktifikation bzw. die diese beeinflussenden Witterungsbedingungen mit einschließt. Daher empfiehlt sich zur weiteren Auswertung die Kombination verschiedener Indizes in multiplen Regressionsmodellen. Von großer Bedeutung ist dabei auch der zeitliche Bezugsrahmen. In Übereinstimmung mit den Beobachtungen von ZWEIFEL et al. (2009) zeigt sich, dass Analysen auf einer zeitlich höher aufgelösten Betrachtungsebene oft stärkere Zusammenhänge zu jährlichen Zuwachsbeträgen erkennen lassen als solche, die auf aggregierten Jahreswerten beruhen. Gleichzeitig wirken sich mehrere relativ trockene Jahre in Folge oft stärker auf Vitalität und Wachstum der Bäume aus als einzelne Extremjahre, weshalb auch das Aggregieren bestimmter Faktoren zu mehrjährigen Mittelwerten oder Summen sinnvoll ist. Reaktionen der Bäume auf Stressbedingungen können zeitlich verzögert und über mehrere Jahre andauernd auftreten (vgl. Kapitel 4.2.3), weshalb in der Untersuchung auch die Einbeziehung klimatisch-hydrologischer Indikatoren der Vorjahre Berücksichtigung findet.

4.1.3 Waldwachstumsmodell Waldplaner

Im ersten Schritt der Waldwachstumsmodellierung müssen aus den vorliegenden, z. T. unvollständigen und unterschiedlich strukturierten Ausgangsdaten virtuelle Bestände oder so genannte Modellbestände für die 13 Intensiv-Monitoringflächen (Abbildung 1a) aufgebaut werden. Hierzu wurden alle Rohdaten in einer Datenbank gesammelt und über eine eigens angepasste Importroutine in den WaldPlaner eingelesen. Bei diesem Vorgang werden vollständige virtuelle Einzelbaumbestände erstellt. Dies bedeutet, dass ein Bestand mit allen Individuen (Bäumen) modelliert wird. Hierzu müssen die benötigten Einzelbaumparameter für jedes Individuum entweder bereits vorliegen oder ergänzt werden. Im Idealfall liegt eine Vollaufnahme vor, so dass für alle Individuen Art, Brusthöhendurchmesser (BHD), Höhe und Alter bekannt sind. Hinreichend sind jedoch auch schon Bestandesinformationen wie Durchmesser und Höhe des Grundflächenmittelstamms (dg, hg), Alter sowie eine Bonitätsangabe. In diesem Fall werden alle Einzelbaumparameter ergänzt. Abbildung 10 zeigt am Beispiel der Intensiv-Monitoringfläche Zierenberg, wie die Generierung von der Flächenaufnahme über den Stammverteilungsplan bis zum Modellbestand umgesetzt wird. Im Gelände wurden in diesem

Für alle BHD und einige Höhen auf der Versuchsfläche gemessen und die Stammfußkoordinaten ermittelt. Darauf aufbauend wird im WaldPlaner ein dreidimensionaler Modellbestand generiert, welcher jeden einzelnen Baum mit Informationen zum BHD, zur Höhe sowie zur Kronendimension beinhaltet.

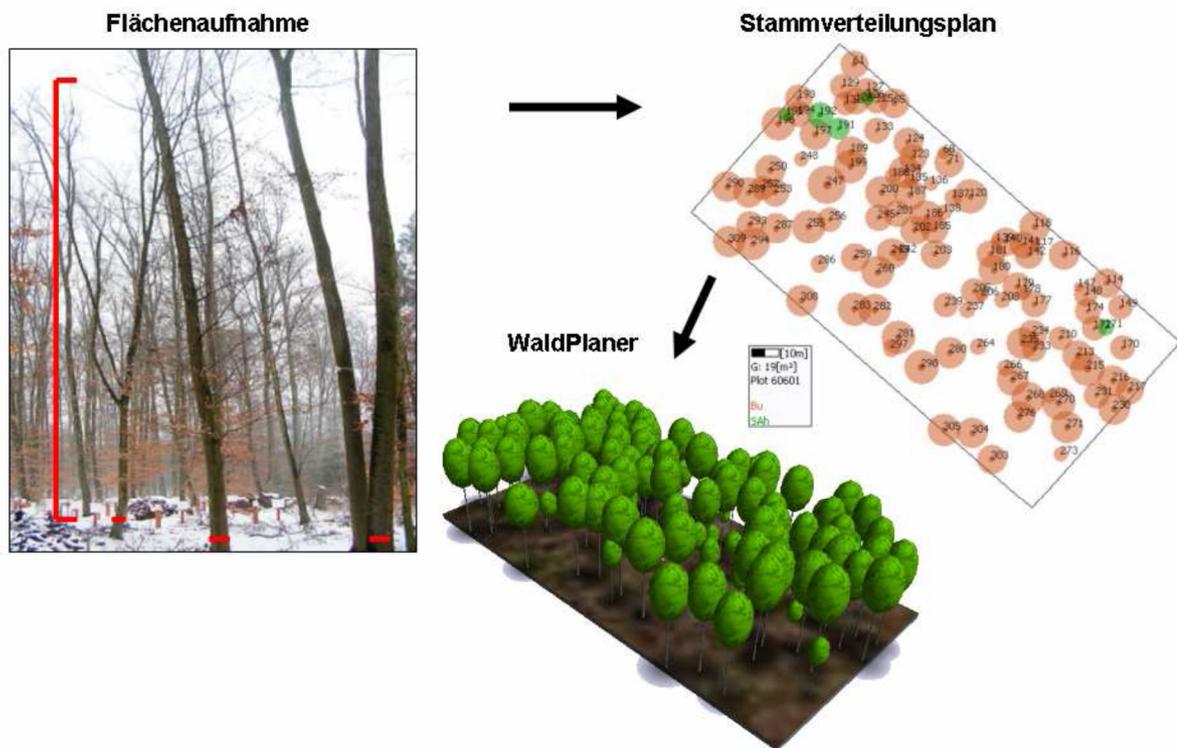


Abbildung 10: Aufbau eines Modellbestandes am Beispiel der Fläche Zierenberg.

In Tabelle 6 sind ausgewählte (vom Wasserhaushaltsmodell WaSiM benötigte) Parameter zu den 13 generierten Modellbeständen der Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung dargestellt. Da die zugrunde liegenden Daten aus unterschiedlichen Jahren stammen, variiert das Stichjahr zwischen 1992 und 2010. Der Bedeckungsgrad beschreibt die einfache Überschildung. Dieser Index drückt aus, wie viel Prozent der Bestandesfläche von einer oder mehreren Kronen überdeckt werden. Auf allen Flächen stocken überwiegend Buchen, so dass als Betriebstyp „Buche rein“ (BT 20) ausgewiesen wird. Der Blattflächenindex (LAI) beschreibt das Verhältnis der Blattfläche zur Bestandesfläche. Ein LAI von zwei bedeutet dementsprechend, dass die Blattfläche doppelt so groß wie die Bestandesfläche ist. Bei einer Altersspanne von 81 bis 168 Jahren variiert der LAI zwischen ca. 4 und 8. Der Laubholzanteil der betrachteten Flächen bewegt sich zwischen 94% und 100%.

Nach der Rückrechnung der Bestände auf das Jahr 1960 ergeben sich die in Tabelle 7 aufgelisteten Parameterwerte. Das Stichjahr ist einheitlich auf das Jahr 1960 datiert. Der Bedeckungsgrad liegt zwischen 61% und 88%. Der LAI fällt insgesamt deutlich geringer aus und deckt einen Bereich von 2,9 bis 6,7 ab. Erwartungsgemäß fällt die Oberhöhe (h100) ebenfalls deutlich geringer aus.

Tabelle 6: Ausgewählte Bestandesparameter der aufgebauten Modellbestände zu den Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung zum Stichjahr der letzten Aufnahme (BT 20 = Betriebstyp „Buche rein“, LAI = Blattflächenindex, H100 = Oberhöhe).

Fläche	Stichjahr	Bedeckungsgrad [%]	BT	LAI	h100	Alter	Laubholzanteil [%]
Hünfeld	2000	67	20	5,0	32,3	145	100
Kalbach	2000	90	20	5,1	28,1	81	95
Kirchhain	2000	81	20	5,0	38,0	117	100
Spessart	2005	81	20	5,7	36,0	136	100
Weilburg	2000	81	20	5,5	35,2	154	100
Zierenberg	2010	71	20	4,8	36,5	155	100
Homberg/Efze	2000	80	20	6,2	39,4	132	94
Kellerwald	2010	75	20	4,0	27,0	168	100
Krofdorf	2010	94	20	8,0	44,2	142	100
Frankenberg	1994	88	20	5,3	29,1	108	100
Hess. Ried	2010	86	20	5,1	26,8	107	100
Witzenhausen	1992	87	20	7,9	39,4	138	100
Fürth i.O.	1994	94	20	7,2	29,8	109	100

Tabelle 7: Ausgewählte Bestandesparameter der simulierten Modellbestände zu den Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung zum Stichjahr 1960 (BT 20 = Betriebstyp „Buche rein“, LAI = Blattflächenindex, H100 = Oberhöhe).

Fläche	Stichjahr	Bedeckungsgrad [%]	BT	LAI	h100	Alter	Laubholzanteil [%]
Hünfeld	1960	61	20	3,4	26,5	105	100
Kalbach	1960	71	20	3,2	11,3	41	92
Kirchhain	1960	65	20	4,2	28,1	77	100
Spessart	1960	69	20	4,5	27,1	91	100
Weilburg	1960	73	20	5,9	29,8	114	100
Zierenberg	1960	71	20	4,6	30,0	105	100
Homberg/Efze	1960	77	20	6,0	31,0	92	96
Kellerwald	1960	56	20	2,9	24,3	118	100
Krofdorf	1960	77	20	6,2	33,6	92	100
Frankenberg	1960	70	20	3,7	21,5	74	100
Hess. Ried	1960	75	20	3,9	13,1	57	100
Witzenhausen	1960	88	20	6,7	34,1	106	100
Fürth i.O.	1960	70	20	4,0	21,9	75	100

Abschließend wurden die zunächst generierten und zurückgerechneten Bestände wieder bis zum Jahr 2010 fortgeschrieben, um eine kontinuierliche, durch das Modell in aufeinander aufbauenden Rechenschritten generierte Zeitreihe der Bestandesentwicklung zu erhalten. In Abbildung 11 ist beispielhaft anhand der Fläche Spessart die gemessene Durchmesserentwicklung und die nach Rekonstruktion simulierte Durchmesserentwicklung der 20 herrschenden Bäume der Fläche dargestellt. Die mittlere Abweichung der simulierten Durchmesser von den gemessenen Durchmessern liegt bei 0,8 cm. Die mittlere Abweichung über alle rekonstruierten Flächen beträgt $\pm 1,4$ cm. Dieses Ergebnis ist ein Indikator dafür, dass die Bestände für die

Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells hinreichend genau rekonstruiert und fortgeschrieben werden können.

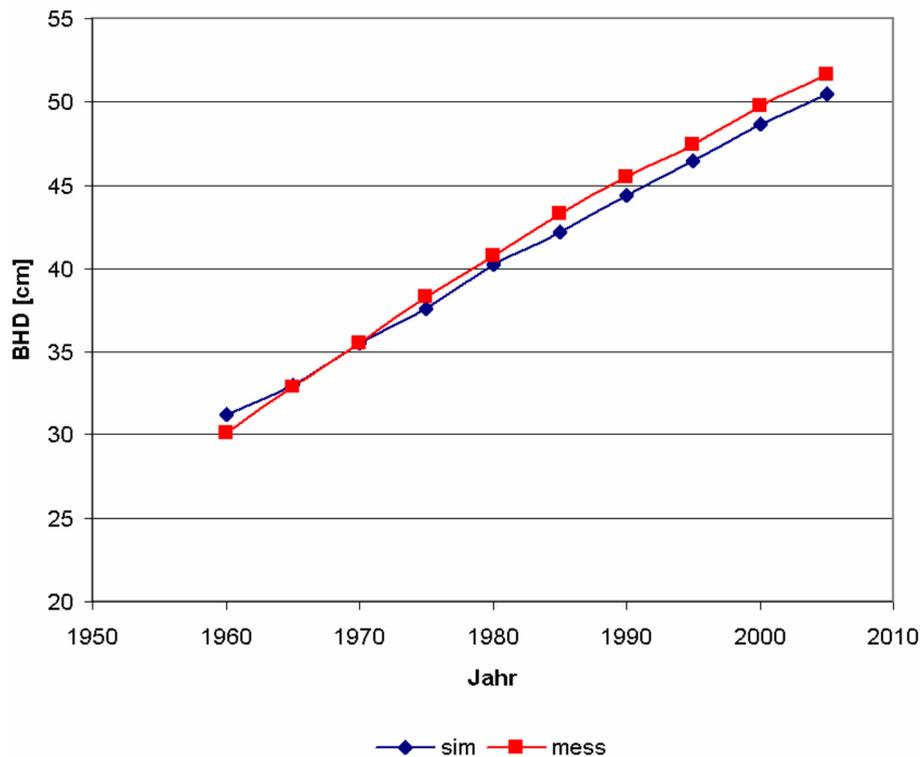


Abbildung 11: Simulierte (sim) und gemessene (mess) Durchmesserentwicklung 20 vorherrschender Bäume auf der Level II-Fläche Spessart.

4.1.4 Wasserhaushaltsmodell WaSiM

Die Kalibrierung des Wasserhaushaltsmodells WaSiM erfolgt an den 13 Intensiv-Monitoringflächen (Abbildung 1a). WaSiM berechnet die Wasserumsätze auf einem Modellgitter mit quadratischen Zellen. Die untersuchten Buchenstandorte werden jeweils durch eine Rasterzelle von 200 m * 200 m repräsentiert. Von allen Standorten liegen gemessene Freiland- und Bestandesniederschlagsdaten für unterschiedliche Zeiträume vor. Um die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation zwischen allen Flächen vergleichen zu können, ist es notwendig, sowohl für die Intensiv-Monitoringflächen als auch für die BZE-Standorte mit einem einheitlichen meteorologischen Antrieb zu modellieren. Deshalb wurden in einem ersten Arbeitsschritt die DWD-Stationsdaten zum Niederschlag auf die Flächen des Intensiv-Monitorings interpoliert und mit den Messdaten verglichen.

Da die meisten Standorte in Hessen im Mittelgebirgsraum liegen, wurde als Regionalisierungsverfahren für die Niederschlagsdaten eine kombinierte Methode aus Höhenregression und IDW (Inverse Distance Weighting) verwendet. Beide Verfahren wurden mit dem gleichen Gewichtungsfaktor für die Interpolation der Stationsdaten belegt. Die Tagesmitteltemperatur wurde ebenfalls nach der gleichen Methode auf das Modellraster regionalisiert, während die Tagesmittelwerte zur relativen Feuchte und Windgeschwindigkeit sowie die tägliche Sonnenscheindauer ausschließlich nach der IDW-Methode flächenhaft berechnet wurden.

Als Kalibrierperiode dient der Zeitraum 1996 (für einige Flächen ab 1998) bis 2005. Von allen Intensiv-Monitoringflächen wurde die gemessene Jahressumme des Niederschlags mit den regionalisierten Werten der DWD-Stationen verglichen. Aus Abbildung 12 wird ersichtlich,

dass die Niederschlagssummen relativ dicht um die 1:1-Linie (schwarz) streuen. Mit einem Bestimmtheitsmaß von knapp 0,9 wird die erreichte Anpassungsgüte auf Basis der jährlichen Niederschlagssummen als gut bewertet. Allerdings verdeutlicht die berechnete Regressionsgerade (rote Linie), dass bei überdurchschnittlich hohen Niederschlagssummen die interpolierten Werte der DWD-Stationen die gemessenen Niederschläge auf den Intensiv-Monitoringflächen leicht unterschätzen, während in trockeneren Jahren die regionalisierten Niederschlagssummen häufig etwas höher als die gemessenen Werte ausfallen.

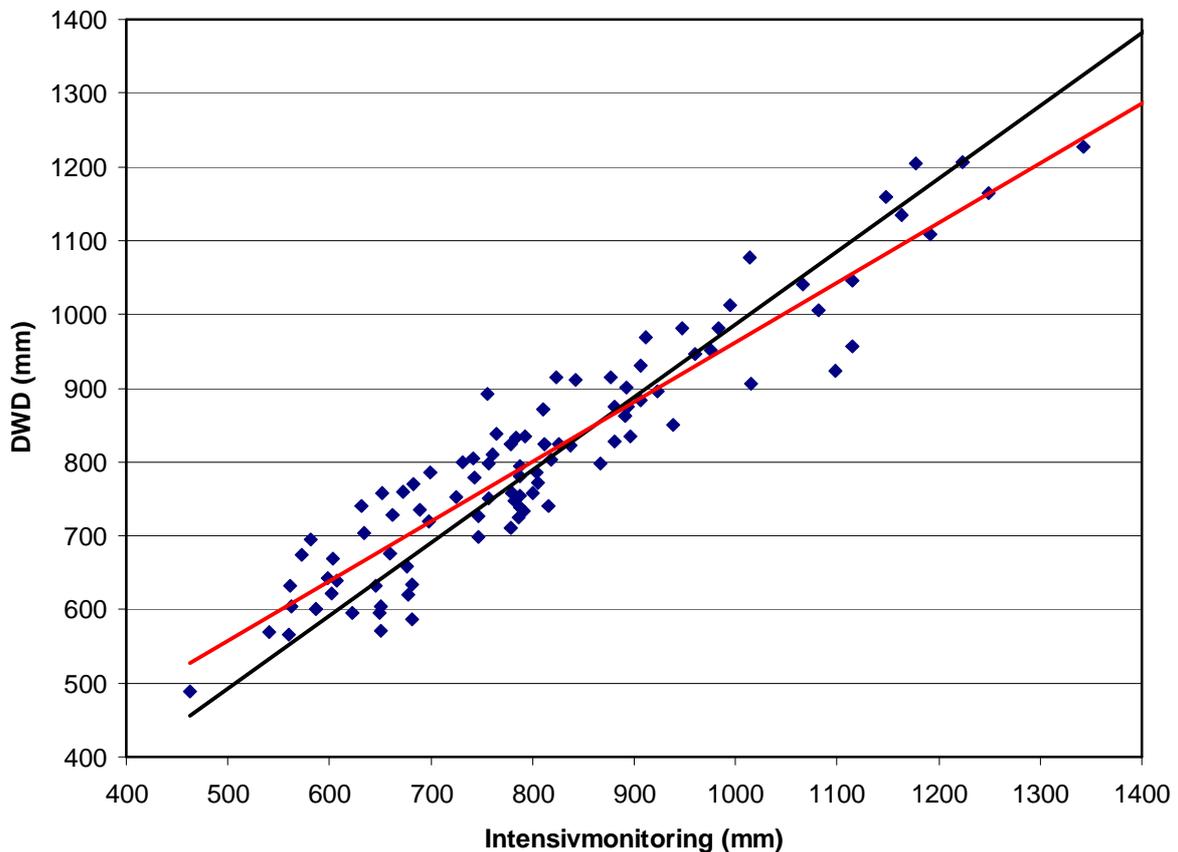


Abbildung 12: Gemessene (Intensivmonitoring) und regionalisierte (DWD) Jahressummen des Niederschlags an den hessischen Buchen-Level II-Flächen (1996-2005) (schwarze Linie = 1:1 Linie, rote Linie = Regressionsgerade).

Als zweite Kalibriergröße wurden gemessene Bestandesniederschläge verwendet, um die Interzeption der Bestände mit den Simulationsergebnissen zu vergleichen. In Tabelle 8 sind für jede Intensiv-Monitoringfläche die Jahressummen der gemessenen (schwarz) und simulierten (rot) Interzeption aufgelistet. Die gemessene Interzeption wird aus der Differenz zwischen dem Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag berechnet. Die Kalibrierung der Interzeption erfolgte anhand eines freien Parameters, der die spezifische Speicherkapazität des Kronenraums angibt. Dieser beträgt für alle Intensiv-Monitoringflächen mit Buchenbestockung 0,35.

Für die Flächen Kellerwald und Krofdorf liegen für den Kalibrierzeitraum keine gemessenen Bestandesniederschlagsdaten vor, für Hess. Ried erst ab 1998. Die gemessenen Bestandesniederschläge auf den Standorten Fürth und Weilburg werden als zu niedrig erachtet, da die mitt-

lere Interzeption der Jahre 1996 bis 2005 mit über 400 mm für einen Buchenbestand als deutlich zu hoch eingestuft wird. Die flächengemittelte Interzeption der Jahre 1996 und 1997 wird folglich aus den verbleibenden acht Intensiv-Monitoringflächen berechnet, ab 1998 werden die Werte der Station Hessisches Ried mit berücksichtigt, obwohl die gemessene Interzeption auf diesem Standort als sehr niedrig bewertet wird.

Tabelle 8: Gemessene und **simulierte** Interzeption (in mm/a) für die hessischen Buchen-Level II-Flächen.

Fläche	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Ø
Frankenberg	181/159	183/158	340/176	110/164	270/191	177/154	325/154	160/151	224/177	179/187	215/167
Fürth	389/231	360/214	512/215	389/225	463/266	455/216	577/216	326/222	363/232	297/225	413/226
Homberg/Efze	162/173	204/167	178/188	171/175	165/207	177/179	223/190	137/167	177/177	160/182	174/181
Hünfeld	132/161	145/145	140/172	134/164	136/189	170/162	197/163	147/149	210/170	168/176	158/165
Kalbach	216/165	202/147	192/171	166/163	222/184	250/156	156/151	157/146	188/157	147/176	190/162
Kellerwald	-/167	-/156	-/184	-/170	-/186	-/155	-/163	-/157	-/191	-/176	-/171
Kirchhain	166/186	171/152	141/178	170/166	189/189	160/154	193/162	155/148	178/177	181/162	170/167
Krofdorf	-/193	-/184	-/211	-/203	-/222	-/180	-/182	-/181	-/220	-/190	-/197
Hess. Ried	-/172	-/153	-/177	112/166	85/201	111/163	124/154	97/137	123/163	115/137	110/158
Spessart	247/219	211/205	187/243	168/231	249/259	241/216	277/193	160/202	172/241	119/218	203/223
Weilburg	287/161	220/147	496/171	423/159	471/184	556/164	493/171	499/159	494/195	723/167	466/168
Witzenhausen	186/190	237/174	261/187	231/194	211/220	250/192	244/196	160/190	289/218	230/201	227/196
Zierenberg	194/163	205/156	220/180	196/168	195/189	191/167	183/172	159/161	256/189	190/180	194/173
Ø Jahr	186/177	195/163	207/187	162/177	191/203	192/171	214/171	148/161	202/185	165/174	186/177

Die Anpassung der berechneten Interzeption an die gemessenen Werte kann für die Flächen Homberg/Efze, Hünfeld und Kirchhain als gut bezeichnet werden. Auf den Flächen Frankenberg, Kalbach, Witzenhausen und Zierenberg wird die Interzeption im Wasserhaushaltsmodell leicht unterschätzt, auf der Fläche Spessart leicht und auf der Fläche Hessisches Ried deutlich überschätzt. Für die Standorte Fürth, Kellerwald, Krofdorf und Weilburg kann aus den genannten Gründen keine Aussage getroffen werden. Im zehnjährigen Flächenmittel liegt die simulierte Interzeption mit 177 mm nur leicht unter dem gemessenen Wert von 186 mm. Dabei wird in einigen Jahren die Interzeption unterschätzt (wie 1997 oder 2002) und teilweise überschätzt, wie in den Jahren 1999 oder 2003. Ursache hierfür können Fehler in der Datenerhebung sein, da die Bestandesniederschläge in einem Intervall von 2 bis 4 Wochen über ein Sammlersystem erhoben werden. Weiterhin ist die Erfassung von Schneeniederschlag mit deutlichen Unsicherheiten behaftet.

Wird WaSiM mit den Klimadaten der dynamischen Klimamodelle angetrieben, erfolgt die Berechnung auf Basis des 0,2°-Rasters des ‚Hessen-Gitters‘ (s. Kapitel 2.3, Abbildung 2). Um festzustellen, welchen Einfluss dieses Regionalisierungsraster auf langjährige Klimakennwerte hat, wurde für die Klimanormalperiode die Summe aus Klimatischer Wasserbilanz und nutzbarer Feldkapazität (KWB+nFK) sowohl für das ‚Hessen-Gitter‘, als auch ein 200 m-Raster berechnet. In Abbildung 13 ist die KWB+nFK (nFK aus der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000, BÜK50) in der Vegetationsperiode der Buche für die Klimanormalperiode 1961 bis 1990 dargestellt. Das linke Bild zeigt das Ergebnis für das 0.2°-Raster, während im rechten Bild das Ergebnis für das 200 m-Raster dargestellt wird. Trotz der deutlich unterschiedlichen Rasterweite und verschiedener Regionalisierungsverfahren (s. Kap. 2.3), ist das räumliche Muster

in beiden Bildern ähnlich. Allerdings werden auf dem 200 m-Raster kleinräumige Strukturen besser herausgearbeitet. Da beim 0,2°-Raster ein Höhenmodell mit der gleichen räumlichen Auflösung hinterlegt ist, verwundert es nicht, dass im Flächenmittel von Hessen die KWB+nFK mit 87 mm um 14 mm geringer ist als beim 200 m-Raster. Hier werden die Höhenzüge der Mittelgebirge, wie Taunus und Odenwald, detailliert abgebildet, so dass im Vergleich zum Ergebnis des 0,2°-Rasters die KWB+nFK höhere Werte aufweist. Dies schlägt sich in einem Mittelwert von 101 mm für die Vegetationsperiode von 1961 bis 1990 nieder. Die Spannweite der Ergebnisse reicht auf dem 200 m-Raster von -177 mm bis +729 mm und ist damit ebenfalls größer als auf dem 0,2°-Raster mit einer Spannweite von -210 mm bis +694 mm.

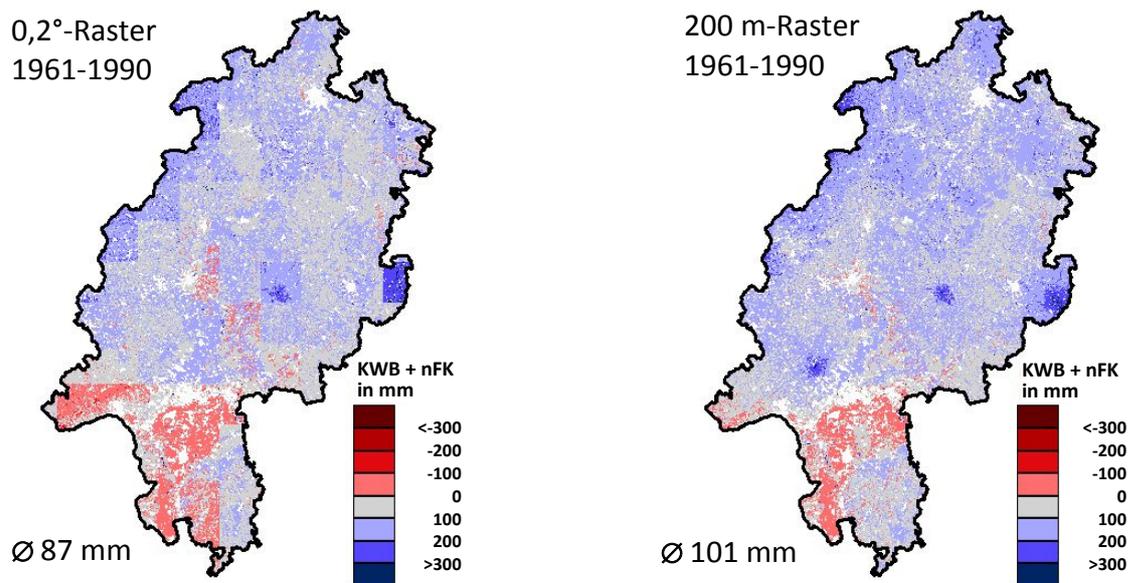


Abbildung 13: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode der Buche, berechnet auf Basis eines 0,2°-Rasters und eines 200 m-Rasters für die Klimanormalperiode 1961-1990. Werte basieren auf interpolierten DWD-Daten, die KWB ist auf Grasreferenzverdunstung bezogen.

4.1.5 Erstellung eines multiplen Regressionsmodells der Wachstumsvariabilität der Buche

Um Langzeittrends im Zuwachs der Buchen von witterungsbedingten, kurzzeitigen Wachstumsschwankungen zu trennen, wurde für die Modellierung trockenheitsbedingter Wachstumsrückgänge statt der absoluten Jahrringbreite die Abweichungen der Jahrringbreite von einem sechsjährigen gleitenden Mittelwert (JRBabw) als Zielvariable des Regressionsmodells verwendet. Der Datensatz umfasst bei 137 Probestämmen und einem untersuchten Zeitraum von 73 Jahren (1933-2006) 10001 Einzelwerte. Pro Untersuchungsfläche liegen dabei Jahrringzeitreihen von 19 bis 20 Bäumen vor. Da die JRBabw auf den jeweiligen Untersuchungsflächen eine relativ breite Streuung aufweisen, die Häufigkeitsverteilungen jedoch weitgehend einer Normalverteilung folgen, wurden für die weitere Analyse die JRBabw flächenweise zu Medianwerten aggregiert. Dies ermöglicht es, Aussagen über das durchschnittliche Wachstumsverhalten der Buchenbestände auf den sieben betrachteten Intensiv-Monitoringflächen treffen zu können. Somit umfasst der eigentliche Datensatz der Zielvariablen für die Modellierung noch 518 Werte; deren Häufigkeitsverteilung folgt annähernd einer Normalverteilung. Weitere statistische Kenngrößen sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Statistische Kennwerte des für die Modellierung als Zielvariable verwendeten Datensatzes der Abweichung der Jahrringbreite (JRBabw). n = Anzahl der Werte; X = Mittelwert; X_m = Median; Std = Standardabweichung.

Variable	n	X	X_m	Min	Max	Std
JRBabw [%]	518	-0,2	0,5	-65	79	22

Eine grafische Darstellung des Verlaufs der JRBabw zwischen 1933 und 2006 zeigt Abbildung 14. Hierfür wurden die für die sieben Intensiv-Monitoringflächen ermittelten Medianwerte zu einem Mittelwert zusammengefasst. Jahre mit besonders markanten, auf allen Flächen auftretenden Wachstumsrückgängen lassen sich auf diese Weise gut erkennen.

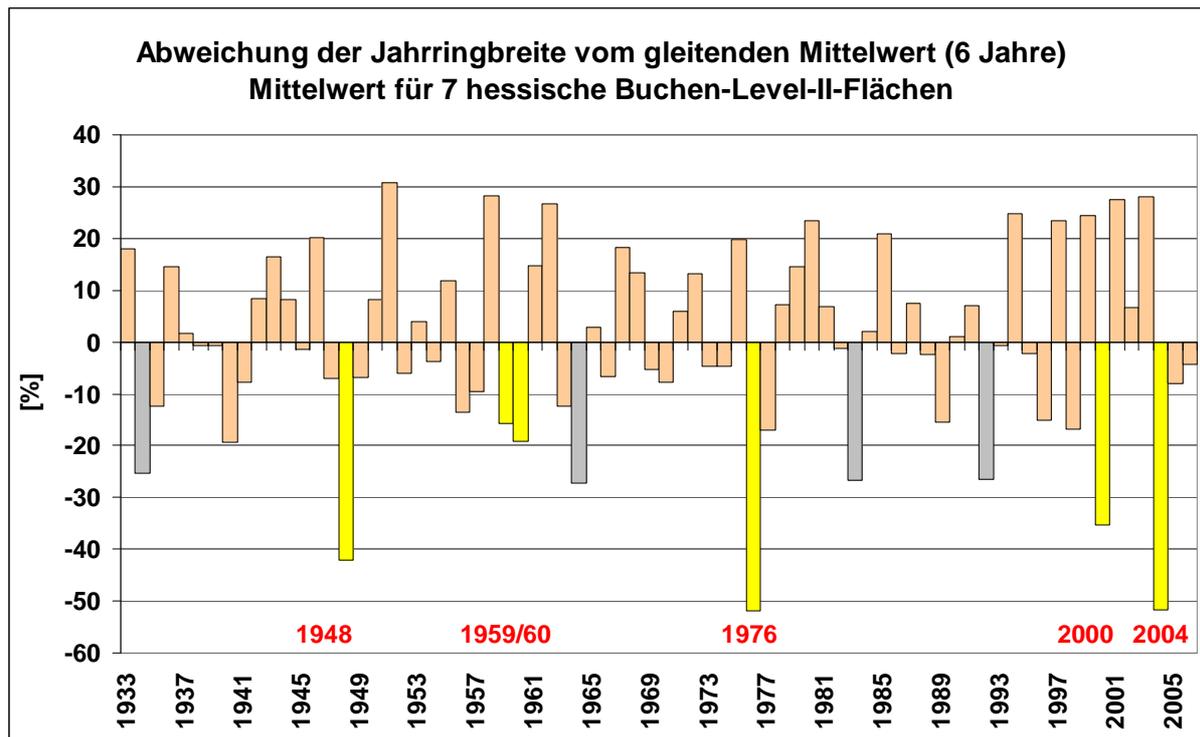


Abbildung 14: Abweichung der Jahrringbreite von einem gleitenden, sechsjährigen Mittelwert, dargestellt als Mittelwert von 7 hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen (Level II). Jahre mit besonders starken Wachstumseinbrüchen (> 30 %) sind gelb markiert, Jahre mit starken Wachstumseinbrüchen (> 20 % - 30 %) grau. 1959 und 1960 sind auch gelb markiert, da jede Fläche in mindestens einem der beiden Jahre Wachstumseinbrüche > 30 % aufweist.

Für die Jahre 1948, 1976, 2000 und 2004 ergeben sich mittlere Wachstumseinbußen von über 30 % und für die Jahre 1934, 1964, 1983 und 1992 noch von über 20 % bis 30 %. Auch die Jahre 1959 und 1960 können als Jahre mit extrem geringen Zuwächsen eingeordnet werden. Zwar ergeben sich gemittelt über alle Untersuchungsflächen Wachstumsrückgänge von unter 20 %, jede Einzelfläche weist dabei jedoch mindestens in einem der beiden Jahre extreme Rückgänge von über 30 % auf.

Die Korrelationen der einzelnen potenziellen Prädiktoren mit der Zielvariable JRBabw weisen mit Werten bis zu 0,16 generell kein besonders hohes Niveau auf (Anhang 2). Die Zusammenhänge sind aber bis auf wenige Ausnahmen aufgrund des ausreichend großen Stichprobenumfangs als signifikant einzustufen. Hinsichtlich der Korrelationen ist zu berücksichtigen, dass die Variabilität der JRBabw neben der Wasserverfügbarkeit von einer Vielzahl weiterer

Faktoren beeinflusst wird (FRIEDRICHS et al. 2009). Für die Hauptfragestellungen des Projektes und insbesondere für die Beurteilung der Güte des Regressionsmodells ist daher neben der generellen Korrelation vor allem das Kriterium entscheidend, wie gut und verlässlich starke Wachstumseinschränkungen als Folge von extremer Trockenheit erklärt werden können.

Bei Betrachtung der einzelnen Variablen weist ein Indikator der relativen Evapotranspiration (ETrel) die stärkste Korrelation auf. Die bestkorrelierten Variablen aus den Gruppen Klimatische Wasserbilanz (KWB), Trockentage (TT) und Bodenwasserdefizit (BWD) erreichen ein vergleichbar gutes Niveau. Die Verwendung des „water stress index“ (Is, GRANIER et al. 1999) als erweiterte Variante der BWD-Indikatoren führt gegenüber diesen nicht zu einer Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes.

Ähnlich wie bei FRIEDRICHS et al. (2009) und VAN DER MAATEN et al. (2012) beschrieben, weisen die Temperatur- und Niederschlagsvariablen die geringsten Korrelationen auf. Eine Ausnahme bildet hier lediglich die Juli-Temperatur des Vorjahres, deren Bestimmtheitsmaß das der anderen Temperaturindikatoren mit 0,11 um mehr als das doppelte übertrifft. Die negative Beziehung der Vorjahrestemperatur zum Zuwachs stimmt dabei mit Beobachtungen von DROBYSHEV et al. (2010) überein. Eine warme Vorjahresvegetationsperiode kann zu verstärkter Allokation von Assimilaten in die Fruchtkompartimente führen (EICHHORN et al. 2008, HOCH 2005) und darüber zu einer Reduktion des Stammzuwachses beitragen (vgl. Kap. 4.2.2).

Innerhalb der jeweiligen Variablengruppen erreichen die Indikatoren, welche das Zuwachsjahr und das entsprechende Vorjahr zusammenfassen, die höchsten Bestimmtheitsmaße und unterstreichen die Notwendigkeit, die klimatisch-hydrologischen Trockenheitsindikatoren des Vorjahres in das multiple Regressionsmodell zu integrieren. Zwischen den verschiedenen Untergruppen der Bodenfeuchteindikatoren zeichnen sich nur geringe Unterschiede ab.

Ausgehend von diesen Beobachtungen und der sich aus der Anwendung der Funktion `regsubsets` in R (Kapitel 3.4) ergebenden Vorauswahl konnte die Variablenanzahl für die Erstellung möglicher multipler Regressionsmodelle auf 9 Prädiktoren eingegrenzt werden. Eine Übersicht über die ausgewählten Variablen ist Tabelle 10 zu entnehmen.

Unter den ausgewählten Variablen sind mit Ausnahme des Niederschlags alle Variablengruppen vertreten. Hieraus ergeben sich erste Hinweise, dass die Variablengruppen, trotz ihrer gemeinsamen Funktion als Trockenheitsindikatoren und der sich daraus teilweise ergebenden Korrelationen der Prädiktoren untereinander, hinreichend unterschiedliche Zusammenhänge zur Zielvariablen aufweisen, um sinnvoll in einem multiplen Regressionsansatz kombiniert zu werden. Darüber hinaus decken die ausgewählten Variablen relativ gleichmäßig sowohl die Vegetationsperiode (${}_m\text{ETrel}$, ETrel_d) und frühe Vegetationsperiode (BWD_f , $\text{TT}_{f,1m}$) des Zuwachsjahrs als auch die Vegetationsperiode des Vorjahrs ($(\text{KWB}_{-1})^2$, $\text{TT}_{40,-1}$, Is_{-1} , $\text{LT}_{7,-1}$) und damit den gesamten als für das Wachstum besonders relevant erkannten zeitlichen Betrachtungsrahmen gut ab. Der Bezug zum Vorjahr ergibt sich dabei aus der häufig beobachteten zeitlichen Verzögerung von Zuwachsreaktionen und lässt sich auf Carry-over-Effekte bezüglich Kohlenstoffspeicherung und auf mastinduzierende Knospenbildung zurückführen (DROBYSHEV et al. 2010, FRIEDRICH et al. 2009, GRUBER 2003, LEBOURGEOIS et al. 2005, PIOVESAN & ADAMS 2001, REICHSTEIN et al. 2013, VAN DER MAATEN et al. 2012). Eine separate Betrachtung der frühen Vegetationsperiode gründet auf der Beobachtung, dass der Stammumfangzuwachs bei Buchen überwiegend in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode erfolgt (BOURIAUD et al. 2004, SCHMITT et al. 2002) und daher die Wasserverfügbarkeit dieser Phase besonders entscheidend ist (LEBOURGEOIS et al. 2005, VAN DER MAATEN et al. 2012).

Tabelle 10: Übersicht über die für die multiple lineare Regression ausgewählten klimatisch-hydrologischen Prädiktoren (nFK = nutzbare Feldkapazität).

Variable	Definition	Einheit
KWB ₋₁ ²	(Klimatische Wasserbilanz der Vegetationsperiode des Vorjahrs) ²	[mm ²]
TT40 ₋₁	Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwasser < 0.4*nFK	[d]
TT _{f,1m}	Anzahl der niederschlagsfreien Tage der frühen Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwasser < 0.4*nFK in 1m Bodentiefe	[d]
Is ₋₁	water stress Index Is (GRANIER et al. 1999) der Vegetationsperiode des Vorjahres	[*]
BWD _f	Defizitsumme zwischen potenziell und real pflanzenverfügbarem Bodenwasser in der frühen Vegetationsperiode	[mm]
_m ETrel	mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode	[mm]
ETrel _d	Anzahl der Tage der Vegetationsperiode mit rel. Evapotranspiration < 0.6	[d]
LT7 ₋₁	Tagesmittelwert der Lufttemperatur im Juli des Vorjahres	[° C]
LT7 ₋₂	Tagesmittelwert der Lufttemperatur im Juli des Vorvorjahres	[° C]

* = dimensionslos

Basierend auf der eingegrenzten Auswahl an möglichen Prädiktoren wurden verschiedene multiple lineare Regressionsmodelle erstellt und einer eingehenden Prüfung unterzogen. Die fünf besten Modelle werden nachfolgend beschrieben und hinsichtlich ihrer Modellgültigkeit und Modellgüte vergleichend analysiert. In Tabelle 11 und Tabelle 12 sind für jedes Modell der Interzeptwert, die verwendeten Prädiktoren mit den Koeffizienten der Schätzfunktion, deren partielle Regressionskoeffizienten und Signifikanzlevel, sowie die statistischen Kenngrößen zur Modellbewertung zusammengefasst. In die Modelle LM1 bis LM4 gehen jeweils vier Prädiktoren ein. Modell LM5 ist identisch mit Modell LM3, weist jedoch zusätzlich als fünften und sechsten Prädiktor die Juli-Lufttemperaturen des Vor- und Vorvorjahres auf.

Zur Überprüfung der Modellgüte wurden zunächst umfangreiche Residualanalysen durchgeführt. Anhang 3 zeigt die Verteilung der Quantile der standardisierten Residuen der Modellwerte in Relation zur Standardnormalverteilung. Bei allen fünf Modellen wird die Modellannahme einer Normalverteilung der Residuen sehr gut erfüllt. Deutlichere Abweichungen von der Normalverteilungsgeraden beschränken sich auf ganz wenige Einzelwerte. Betrachtet man die Verteilung der Residuen in Abhängigkeit von den modellierten Werten der JRBabw (Anhang 4), so ergeben sich deutlich unterschiedliche Verteilungsmuster für die jeweiligen Modelle. Die Bedingung einer zufälligen Verteilung der Residuen wird dabei für alle Modelle gut erfüllt, während die modellierten Werte der JRBabw bei einigen Modellen eine starke Zusammenballung aufweisen. Am deutlichsten zeigt sich dies bei Modell LM1, gefolgt von den Modellen LM2, LM4, LM3 und LM5. Ein Vergleich der gemessenen mit den modellierten Werten der JRBabw (Abbildung 15) verdeutlicht, dass diese Zusammenballung, mit einer starken Konzentration der Werte um 0, einem eng und scharf begrenzten positiven Wertebereich sowie einer deutlich breiteren Streuung im negativen Wertebereich, bei den Messwerten nicht zu beobachten ist. Hieraus lässt sich ableiten, dass die positiven Abweichungen der Jahringbreiten mit den Modellen nicht gut abgebildet werden können. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die in die Modelle eingehenden Prädiktoren negative JRBabw infolge extremer Trockenheit indizieren, während Variablen zur Erklärung positiver JRBabw nicht berücksichtigt

sind. Eine Ausnahme stellen die nur in Modell LM5 verwendeten Variablen auf Basis der Lufttemperatur dar. Positive JRBabw werden hierdurch in diesem Modell etwas besser abgebildet.

Die insbesondere bei den Ergebnissen des Modells LM1 zu beobachtende scharfe Obergrenze der JRBabw ist auf die besonderen Eigenschaften einiger Prädiktoren zurückzuführen. Diese Variablen beschreiben das Ausmaß der Trockenheit erst bei Erreichen definierter Schwellenwerte der Austrocknung und geben ansonsten den Wert 0 zurück. Dies gilt einerseits für die Summe der Trockentage TT und dem für diese Tage im „water stress index“ Is aufsummierten Wasserdefizit, welche erst bei Unterschreiten des relativen Gehalts pflanzenverfügbaren Bodenwassers von 40 % auftreten, andererseits für die Summe der Tage mit einer relativen Evapotranspiration von unter 60 % ($ET_{rel,d}$). Da diese Schwellenwerte bereits einen fortgeschrittenen Grad der Austrocknung kennzeichnen, ermöglichen die daraus abgeleiteten Variablen zwar eine beabsichtigte Betonung extremer Trockenheit, führen jedoch gleichzeitig dazu, dass für viele Jahre Variablenwerte von 0 in die Modellierung einfließen. Bei Modell LM1 zeigt sich dies besonders deutlich, weil hier drei der eingehenden vier Prädiktoren auf den genannten Schwellenwerten beruhen, während dies bei den Modellen LM2 und LM4 nur auf zwei und bei den Modellen LM3 und LM5 nur auf einen Prädiktor zutrifft. In den Modellen LM3 und LM5 wird somit zwar die extreme Trockenheit berücksichtigt, jedoch dominieren die diesbezüglich eingehenden Variablen die Modelle nicht, wodurch die sich aus der Vielzahl der eingehenden 0-Werte ergebenden Beeinträchtigungen minimiert werden. Aufgrund der beim visuellen Vergleich der Messwerte mit den modellierten Werten zu beobachtenden, unterschiedlich starken Abweichungen und deren Erklärung mittels der zuvor genannten besonderen Eigenschaften einiger Prädiktoren, scheinen Modell LM3 und insbesondere Modell LM5 zur Beschreibung der JRBabw am besten geeignet, während von einer Verwendung des Modells LM1 eher abzuraten ist.

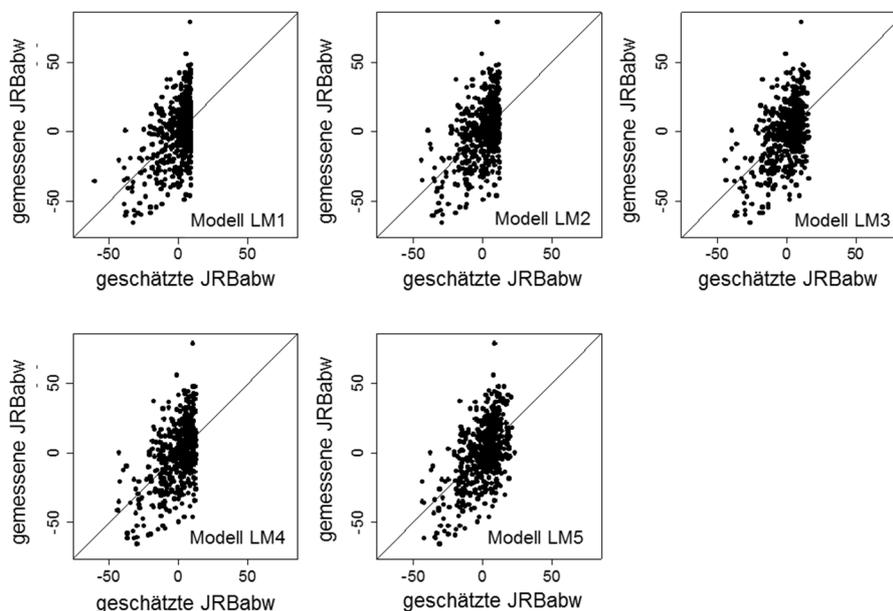


Abbildung 15: Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten der JRBabw (Zuwachsveränderung) für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11).

Bei einer genaueren Betrachtung der in die Modelle eingehenden Variablen sowie der statistischen Kenngrößen (Tabelle 11 und Tabelle 12) zeigt sich, dass alle Prädiktoren als partielle

Eingangsgrößen in die Regressionsfunktionen einen signifikanten Zusammenhang zur Zielvariablen aufweisen. Das Signifikanzniveau ist bei den Trockentagen des Vorjahrs (TT40₋₁) sowie dem Is des Vorjahrs (Is₋₁) am niedrigsten. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Variablen zur bereits erwähnten Gruppe der Indikatoren gehören, welche erst bei Erreichen eines hohen Austrocknungszustandes wirksam werden. Sie eignen sich daher zwar gut zur Erklärung extrem negativer JRBabw infolge von Trockenheit, jedoch weniger zur allgemeinen Beschreibung der Variabilität der JRBabw. Folgerichtig gehen diese Variablen auch mit einer geringeren Gewichtung in das multiple Regressionsmodell ein, was sich an den gegenüber den übrigen Variablen niedrigeren partiellen Regressionskoeffizienten zeigt. Die globale Validierung der Modellannahmen unter Zuhilfenahme der Bibliothek *gvlma* (PENA & SLATE 2006) in R fällt für alle fünf Modelle positiv aus und bestätigt somit deren generelle Eignung. Dies gilt sowohl hinsichtlich der Verteilung der Residuen, als auch hinsichtlich der Linearität und Heteroskedastizität der Modelle sowie der allgemeinen Modellanpassung.

Der Mittelwert der Residuen MR liegt für alle Modelle nahe 0 und liefert damit keinerlei Hinweise auf eine systematische Abweichung der Modell- von den Messwerten. Der mittlere Quadratwurzelfehler RMSR als Maß für die Streuung der Residuen lässt ebenfalls nur geringfügige Unterschiede zwischen den Modellen erkennen und bewegt sich zwischen 18,3 und 18,9 %. Die Bestimmtheitsmaße R^2 sind auf den ersten Blick mit Werten zwischen 0,25 und 0,30 verhältnismäßig niedrig, was zum Teil auch in den vergleichsweise hohen RMSR-Werten zum Ausdruck kommt. Zur richtigen Einordnung der Größenordnung des Erklärungspotenzials der Modelle muss berücksichtigt werden, dass das Wuchsverhalten der Buchen von einer Vielzahl an teilweise komplex miteinander kombinierten Standortfaktoren abhängt, was zur einer breiten Streuung des Zuwachses und der Zuwachsvariabilität beiträgt und das Erreichen eines hohen Bestimmtheitsmaßes bei der Modellierung erschwert. Das Erreichen eines höheren Bestimmtheitsmaßes wird also dadurch erschwert, dass fast alle in die Modelle eingehenden Prädiktoren auf die Wasserverfügbarkeit spezialisiert sind und andere Standortfaktoren unberücksichtigt bleiben. Wie bereits beim visuellen Vergleich der Modell- mit den Messwerten beobachtet, lassen sich dadurch die positiven JRBabw nur bedingt beschreiben. Entscheidend für die Beurteilung und Auswahl der Modelle ist daher weniger die absolute Größenordnung des Bestimmtheitsmaßes, als die Erfüllung der allgemeinen Kriterien der Modellgültigkeit und Modellgüte sowie die Eignung der Modelle zur Beschreibung von Wachstumseinschränkungen infolge extremer Trockenheit. Signifikante Unterschiede zwischen den Standorten ($p \leq 0,05$) bestehen nach dem „Duncan’s multiple range test“ für keines der Modelle. Zeitliche Autokorrelationen wie auch signifikante Beziehungen zwischen dem Jahr und der JRBabw wurden bei keinem Modell festgestellt ($p \leq 0,05$). Die Bedingung der zeitlichen und räumlichen Unabhängigkeit der JRBabw ist somit erfüllt.

Tabelle 11: Vergleich der multiplen linearen Regressionsmodelle zur Schätzung der JRBabw. AIC = Akaike information criterion, R² = Bestimmtheitsmaß, MR = Mittelwert der Residuen, RMSR = mittlerer Quadratwurzelfehler. Eine Definition der Prädiktorvariablen findet sich in Tabelle 10.

Modell	Interzept	Koeffizienten der Schätzfunktion									AIC	R ²	MR [%]	RMSR [%]
		KWB ₋₁ ²	ETrel _d	_m ETrel	TT40 ₋₁	TT40 _{t,1m}	Is ₋₁	BWD _t	LT7 ₋₁	LT7 ₋₂				
LM1	9,064	-8,61 x 10 ^{-5***}	-0,2634***		-0,3569*	-1,614***					4528,7	0,25	2,18 x 10 ⁻¹⁵	18,9
LM2	12,31	-8,26 x 10 ^{-5***}	-0,255***		-0,3297*		-2,76 x 10 ^{-3***}				4517,6	0,27	1,46 x 10 ⁻¹⁵	18,7
LM3	-0,329	-8,39 x 10 ^{-5***}		56,04***	-0,3385*		-3,03 x 10 ^{-3***}				4515,2	0,27	6,03 x 10 ⁻¹⁶	18,7
LM4	12,44	-9,07 x 10 ^{-5***}	-0,2481***				-1,247*	-2,78 x 10 ^{-3***}			4518,6	0,26	-2,19 x 10 ⁻¹⁶	18,7
LM5	-0,3525	-8,08 x 10 ^{-5***}		56,69***	-0,4**		-2,92 x 10 ^{-3***}	-1,997**	2,022***		4496,8	0,30	1,85 x 10 ⁻¹⁵	18,3

Signifikanzschlüssel: **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 * 0.1

Tabelle 12: Vergleich der partiellen Regressionskoeffizienten der multiplen Regressionsmodelle zur Schätzung der JRBabw. Eine Definition der Prädiktorvariablen findet sich in Tabelle 10.

Modell	partielle Regressionskoeffizienten								
	KWB ₋₁ ²	ETrel _d	_m ETrel	TT40 ₋₁	TT40 _{t,1m}	Is ₋₁	BWD _t	LT7 ₋₁	LT7 ₋₂
LM1	-0,25	-0,18		-0,11	-0,17				
LM2	-0,25	-0,19		-0,10			-0,22		
LM3	-0,25		0,20	-0,10			-0,26		
LM4	-0,30	-0,18				-0,09	-0,22		
LM5	-0,17		0,20	-0,12			-0,25	-0,13	0,16

Das AIC und das Bestimmtheitsmaß R^2 als Kriterien der Anpassungsgüte der Modelle weisen übereinstimmend LM5 als deutlich bestes Modell aus, gefolgt von den Modellen LM3, LM2, LM4 und LM1. Die statistischen Kenngrößen bestätigen damit die aus der visuellen Analyse abgeleitete Bewertung der verschiedenen Modelle. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den Modellen allgemein als gering einzustufen. Da die Kriterien der Modellgültigkeit bei allen Modellen erfüllt sind und weitere Kriterien der Modellgüte keine deutlichen Unterschiede zwischen den Modellen erkennen lassen, sind für die Auswahl des bestgeeigneten Modells LM3 und LM5 zu favorisieren. Da die beiden Modelle identisch sind, mit Ausnahme der zusätzlichen Berücksichtigung zweier Lufttemperaturvariablen in Modell LM5, lässt sich das höhere Bestimmtheitsmaß und das niedrigere AIC von Modell LM5 direkt auf die Temperaturvariablen zurückführen. Die stärkere Korrelation erklärt sich dabei vor allem über die bessere Beschreibung der positiven JRBabw (vgl. Abbildung 15). Das für die Zielsetzung der Modellierung entscheidende Erklärungspotenzial für trockenheitsbedingte stark negative JRBabw wird hierdurch jedoch nicht zwingend verbessert. Eine diesbezüglich differenzierte Betrachtung ist durchaus begründet, da die Einbeziehung der Lufttemperaturvariablen in das Modell auch kritisch gesehen werden muss. Sogenannte cr-plots (component+residual plots oder partial residual plots) stellen ein etabliertes Verfahren dar, um für multiple lineare Regressionsmodelle den linearen Zusammenhang der einzelnen Prädiktoren zu deren linearer Teilkomponente im Modell visuell zu prüfen. Hierfür wird in einem Diagramm die Summe aus den Residuen des Gesamtmodells und dem Produkt aus Prädiktor und partiellem Regressionskoeffizienten gegen den Prädiktor aufgetragen. Die rote gestrichelte Linie kennzeichnet dabei den erwarteten, die grüne Linie den tatsächlichen linearen Zusammenhang. Die cr-plots der beiden Lufttemperaturvariablen in Modell LM5 (Anhang 5) verdeutlichen, dass beide Variablen teilweise deutliche Störungen bezüglich ihrer linearen Teilkomponente innerhalb des Gesamtmodells aufweisen. Trotz der Signifikanz der Korrelationen dieser Variablen innerhalb des Gesamtmodells besteht daher das Risiko, dass sich das Modell LM5 durch die Einbeziehung der Lufttemperaturvariablen im Vergleich zu Modell LM3 weniger robust verhält.

Zur abschließenden Validierung wurden die Modelle auf einen unabhängigen Datensatz von der 180 bis 300 km weiter nördlich, in der südlichen Lüneburger Heide gelegenen Intensiv-Monitoringfläche Lüss angewendet (Abbildung 1a). Die statistischen Kennwerte für alle fünf Modelle sowie eine Gegenüberstellung der Modellwerte mit den Messwerten der JRBabw sind Abbildung 16 zu entnehmen. Sowohl das Bestimmtheitsmaß, als auch der BIAS (MR) und der mittlere Quadratwurzelfehler kennzeichnen Modell LM3 als das am besten geeignete Modell für die Beschreibung der JRBabw. Dabei liegt das Bestimmtheitsmaß mit 0,29 in einem ähnlichen Bereich wie bei der Anwendung des Modells auf die hessischen Versuchsflächen und bestätigt dessen prinzipielle Eignung und Robustheit. Modell LM5 hingegen weist nur ein Bestimmtheitsmaß von 0,25 auf. Offensichtlich führt hier die Einbeziehung der zwei Lufttemperaturvariablen im Gegensatz zur Anwendung auf den hessischen Versuchsflächen nicht zu einer Verbesserung, sondern zu einer Verschlechterung der Modellgüte.

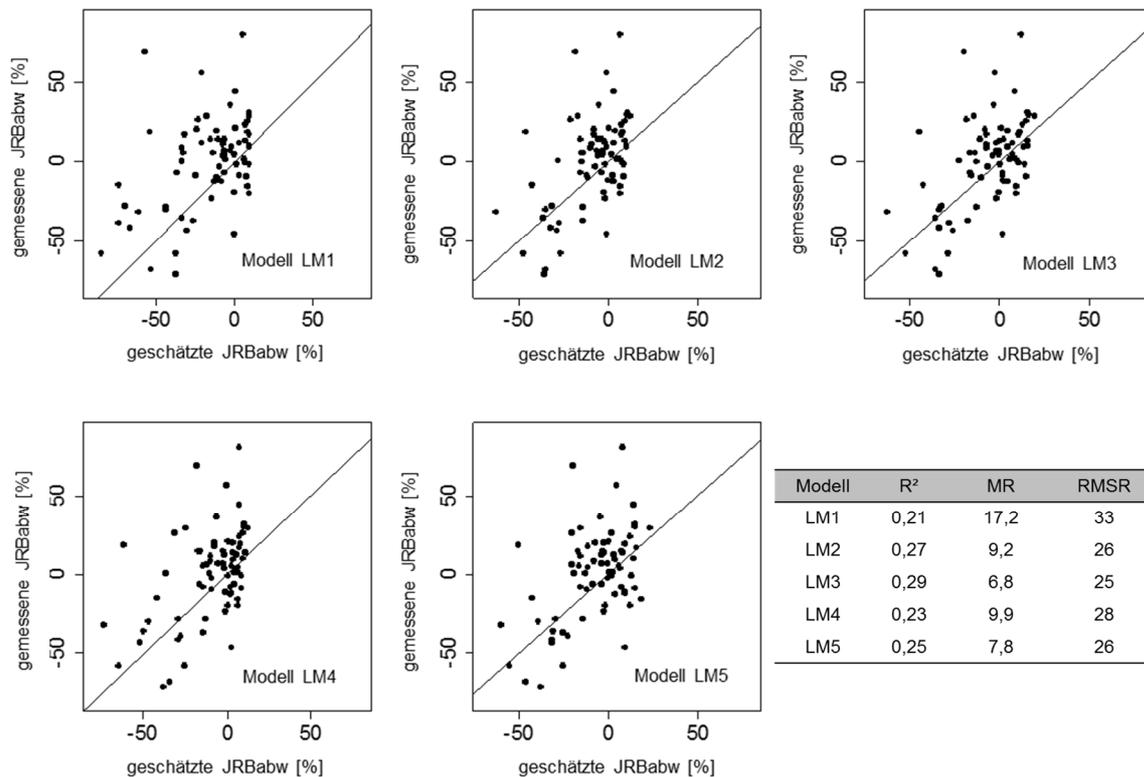


Abbildung 16: Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten der JRBabw (Zuwachsveränderung) für die Buche am Referenzstandort Lüss für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11).

Um deutlicher sichtbar zu machen, wie gut Wachstumseinschränkungen infolge extremer Trockenheit durch die Modelle beschrieben werden, wurden in Abbildung 17 und Abbildung 18 für den Validierungsstandort Lüss sowie die hessischen Buchen-Intensiv-Monitoringflächen die Zeitreihen der Messwerte der JRBabw den durch die Modelle LM3 und LM5 simulierten Werten gegenübergestellt. Hierbei ist festzustellen, dass die stark negativen JRBabw durch die Modelle gut nachgezeichnet werden. Lediglich das absolute Ausmaß der stark negativen JRBabw wird für Hessen im Mittel etwas unterschätzt. Der Zuwachsrückgang im Jahr 2000 ist für Hessen nicht direkt auf trockene Bedingungen zurückzuführen, sondern vermutlich auf eine reduzierte Wasseraufnahmefähigkeit durch verbreitete Schädigung der Feinwurzeln infolge des Orkans „Lothar“ im Dezember 1999 (MEINING et al. 2002). Trotz des vergleichsweise geringen Bestimmtheitsmaßes in Bezug auf die Beschreibung der allgemeinen Variabilität der JRBabw kann beiden Modellen somit eine gute Eignung zur Vorhersage starker Wachstumseinschränkungen als Folge extremer Trockenheit bescheinigt werden. Aufgrund seines robusteren Verhaltens bei der Anwendung auf den Referenzstandort Lüss empfiehlt sich abschließend betrachtet Modell LM3 als das am besten geeignete Modell. In dieses Modell gehen die Indikatoren KWB_{-1}^2 , mET_{rel} , $TT40_{-1}$ und BWD_f ein (vgl. Tabelle 10).

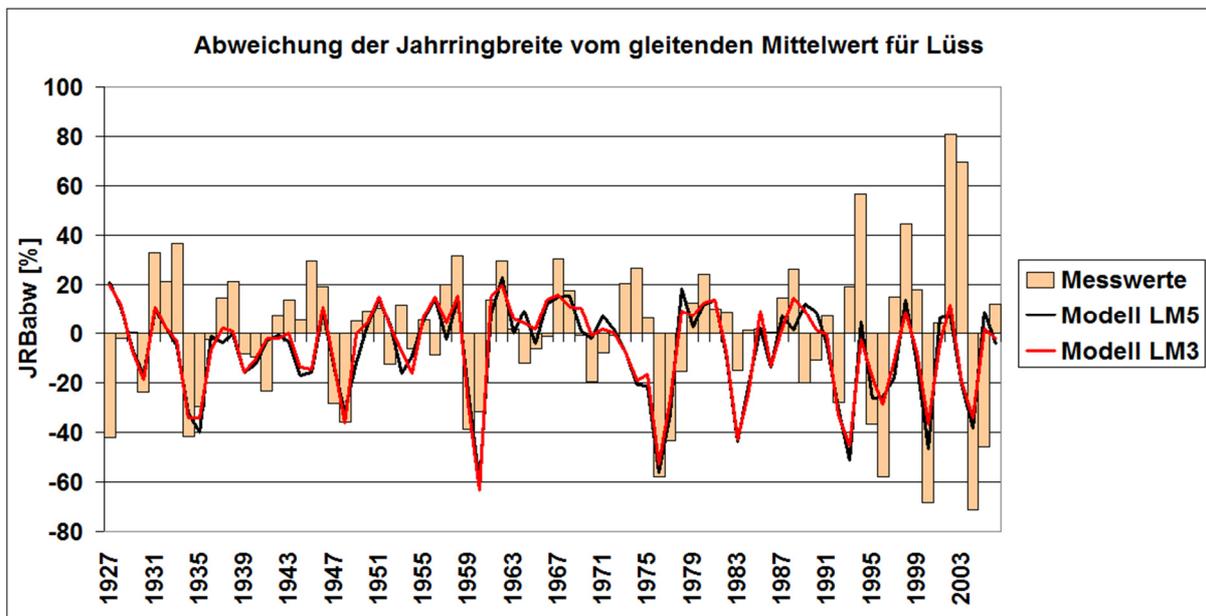


Abbildung 17: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom sechsjährigen, gleitenden Mittelwert (JRBabw) für die Intensiv-Monitoringfläche Lüss zwischen 1927 und 2006. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen der Modelle LM3 und LM5 (Tabelle 11).

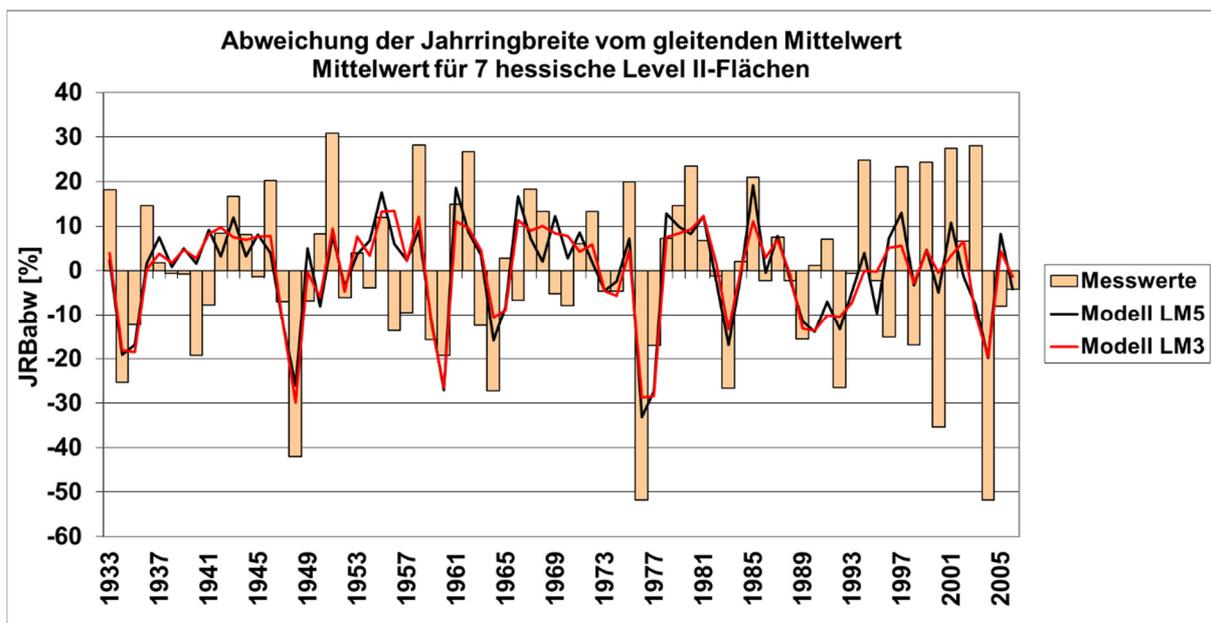


Abbildung 18: Abweichung der Jahrringbreite der Buche vom sechsjährigen, gleitenden Mittelwert (JRBabw) zwischen 1933 und 2006 als Mittelwert für 7 hessische Level II-Flächen. Vergleich der Messwerte mit den Ergebnissen der Modelle LM3 und LM5 (Tabelle 11).

4.2 Rekonstruktion trockenheitsbedingter Störungen und Reaktionen

4.2.1 Reaktionsmuster der Buche auf die Trockenheit des Jahres 1976

Im Trockenjahr 1976 fielen in der Vegetationsperiode an den Buchen-BZE II-Standorten in Hessen im Mittel 194 mm Niederschlag. Da die potenzielle Bestandesverdunstung 702 mm betrug, lag das Defizit in der KWB bei 508 mm bei einer Spannweite von -273 mm bis -777 mm. Nur 11 BZE-Bestände wiesen ein Defizit von weniger als 400 mm auf.

Die Trocknisercheinungen an der Buche 1976 fasste ASTHALTER (1977) noch im Eindruck der Geschehnisse des Jahres wie folgt zusammen:

„Die weit höheren Trocknisschäden nach dem Dürrejahr 1976 – gegenüber 1959 – können unter anderem durch bereits vorhandene Vitalitätsbeeinträchtigungen infolge mehrjähriger Dürre (z.B. 1973, 1975) erklärt werden.“

Der oben genannte Mittelwert von 194 mm Niederschlag in der Vegetationszeit beinhaltet, dass sowohl Über- wie auch Unterschreitungen dieses Wertes auftraten. Nach ASTHALTER (1977) führte für die Buche eine Unterschreitung von 160 mm Niederschlag in der Vegetationszeit (Mai bis September) bei gleichzeitiger Sommertrockenheit zu Werten des Feuchtigkeitsindex unter 6. „Als kritische hygrothermische Grenze für Waldbestände wurde (1976) ein Feuchteindex von 6-8 ermittelt; beim Unterschreiten dieser Werte ist es vor allem auf geländeklimatisch und edaphisch exponierten Lagen (Standorten) zum massenhaften Absterben der Baumarten Fichte und Buche gekommen.“ Asthalter weist dabei auch auf eine sich 1976 dargestellte Dürre-resistenz der Douglasie gegenüber Fichte und Buche hin. Der Feuchteindex berechnet sich als Quotient aus der Niederschlagssumme der Monate Mai bis September und der um den Wert 10 erhöhten mittleren Lufttemperatur der Monate Mai bis September (de Martonne-Index, vgl. CHWALCZYK et al. 1994).

Schwerpunkte der Trocknisschäden 1976 lagen im Bereich der unteren und der oberen Buchen-Mischwaldzonen zwischen 200 und 500 m ü. NN, vor allem auf mäßig frischen, mäßig trockenen und trockenen Standorten. Demnach waren Standorte mit hohen Verdunstungsverlusten bei gleichzeitig geringer nutzbarer Wasserkapazität prädisponiert.

Betroffen waren häufig ältere Bestände von Buche und Fichte mit konkurrierenden Arten in der Baum-, Strauch- und Bodenschicht. Dazu passt, dass 1976 gerade auch eutrophe Standorte betroffen waren, auf denen der Artenreichtum zur schärfsten Konkurrenz wurde. In den letzten 35 Jahren hat sich – vor allem durch langjährig hohe N-Einträge – der Umfang der Baum- und Strauch- sowie der Bodenvegetationsschicht auf zahlreichen Waldstandorten erhöht.

4.2.2 Reaktionsmuster der Buche auf die Trockenheit des Jahres 2003

Mortalität

Am Beispiel der Zeitreihe des Absterbens von Buche und Fichte (Abbildung 19) können Faktoren identifiziert werden, die in den letzten beiden Jahrzehnten die wohl stärksten Umwelteinflüsse auf die Vitalität der Hauptbaumarten Buche und Fichte darstellten.

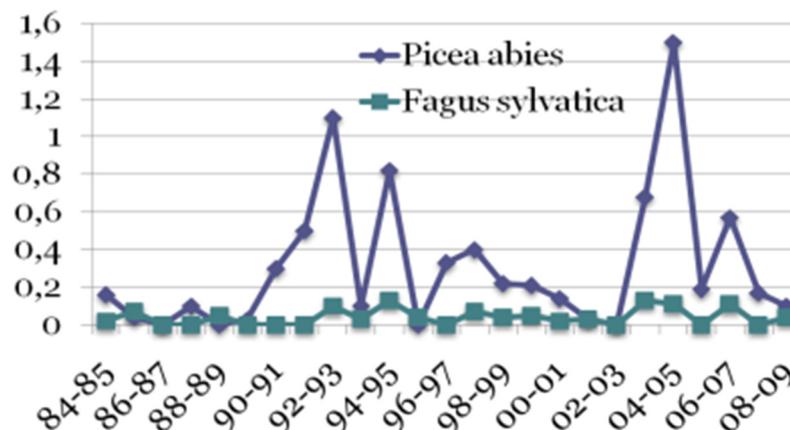


Abbildung 19: Jährliche Absterberate (%) von Fichte (*Picea abies*) und Buche (*Fagus sylvatica*; Alter über 60 Jahre; Waldzustandserhebungen 1984-2009).

Bei der Buche treten zwischen 1984 und 2009 nur geringe Absterbeerscheinungen auf. Stets sind nur einzelne Bäume betroffen, so dass die durchschnittliche Absterberate für die Buche (Alter über 60 Jahre) im Mittel jeweils unter 0,05 % liegt. Nach den Sturmwürfen Anfang der 90er Jahre wie auch nach dem Jahrhundertssommer 2003 sind in Hessen wie auch in Sachsen-Anhalt vereinzelt Mortalitätsraten der Buche von immer noch sehr geringen 0,3 % festzustellen. Auch auf intensiv betreuten Versuchsflächen bestätigt sich die durchweg geringe Mortalität der Buche (DAMMANN et al. 2009).

Eine Analyse der Buchenmortalität auf dem 8 km * 8 km Netz der Waldzustandserhebung zeigt, dass das Gesamtergebnis einer geringen Buchenmortalität ein homogener Befund in allen Landesteilen ist. Regionale Unterschiede sind hinsichtlich der Mortalität nicht aufgetreten. Dies gilt auch für den von Erwärmung und Trockenheit besonders betroffenen Wald in der Rhein-Main Ebene einschließlich dem Hessischen Ried.

Die Zeitreihen der Waldzustandserhebung reichen methodisch einheitlich nur bis 1984 zurück. Ein unmittelbarer Vergleich mit dem Jahr 1976 ist daher nicht möglich. Allerdings weist die Darstellung von Asthalter nach 1976 auf Buchenmortalität im größeren Umfang hin. Die Wirkung der beiden Trockenjahre 1976 bzw. 2003 unterscheidet sich daher für die Buche grundlegend. MANNINGER et al. (2011) beschreiben in Folge der geringen Niederschläge und hohen Temperaturen der vergangenen Jahre für die Rotbuche im Mátra-Gebirge (Nordungarn) am Rande ihres heutigen Verbreitungsgebietes in erheblichem Umfang Vitalitätsstörungen und erhöhte Absterbeerscheinungen.

Offensichtlich kann aus der sehr geringen Absterberate der Buche in den letzten 25 Jahren nicht auf eine generell große Stabilität der Baumart im Zuge von Klimaänderungen geschlossen werden. Vielmehr sind Unterschiede der Stabilität zwischen Buchen im Zentrum der natürlichen Verbreitung (Hessen) und am Rand der Verbreitung (Gebirge in Nordungarn) festzustellen. Ebenso kommt neben der Situation in der Vegetationszeit den Bedingungen in der vorangegangenen Vegetationszeit, den Bodeneigenschaften sowie dem Aufeinandertreffen mehrerer trocken/warmer Jahre Bedeutung zu.

Im Vergleich zur Buche reichen bei der Fichte die jährlichen Mortalitätsraten im Mittel der Länder Hessen, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt bis zu Werten von über 1,5 %. Phasen mit erhöhten Absterberaten sind für diese Baumart insbesondere in den Jahren nach Sturmwürfen (1990/1991) sowie im Anschluss an das besonders warm/trockene Jahr 2003 zu verzeichnen. Wesentlich ist am Beispiel der Fichte, dass die Reaktion der Bäume bis hin zur Mortalität nicht nur unmittelbar nach dem jeweiligen Ereignis auftritt, sondern durch das Gradationsmuster der Borkenkäfer bedingt ist. Bei ungünstigeren klimatischen Bedingungen sind derartige Wechselwirkungen zwischen Vitalität und Insekten, Pilzen sowie anderen biotischen Faktoren auch bei der Buche zu erwarten.

Wachstumsmuster

Wie in EICHHORN et al. (2008) beschrieben hat die Buche in verschiedenen Wachstums- und Vitalitätsindikatoren nicht im Jahr 2003, sondern erst im darauffolgenden Jahr 2004 deutlich reagiert. Dieser Befund konnte quantitativ nachgewiesen werden für das Durchmesserwachstum, das Höhenwachstum, die Fruktifikation, die Belaubungsdichte der obersten Baumkronen sowie die Fruchtbildung der Buche. Vielfach, so etwa ausgeprägt beim Triebblängenwachstum, setzte sich die Reduktion auch noch 2005 fort. 2004 reduzierte sich der Derbholzuwachs an Biomasse um 50 %.

Tabelle 13: Wachstums- und Vitalitätsindikatoren (WZE Hessen, Buche) im Mittel der Jahre 1998 bis 2002 im Vergleich zum Jahr 2004, dem Jahr der stärksten Reaktion der Buche in Hessen nach dem besonders trocken warmen Jahr 2003.

Kompartiment	Biomasse (t ha ⁻¹ a ⁻¹) Mittel 1998-2002	Biomasse (t ha ⁻¹ a ⁻¹) 2004
Stammholz, Zweige	6,7	3,3
Blätter	3,3	3,6
Fruchtkompartimente	1,8	4,6
Summe	11,8	11,5

Im Hinblick auf eine Bewertung der Stresstoleranz der Buche nach 2003 ist zunächst von Bedeutung, dass 2003 und in den unmittelbar nachfolgenden Jahren keine erhöhte Mortalität auftrat. Die Gesamtbiomasse-Wuchsleistung blieb mit einem Wert von 11,5 t je Hektar und Jahr in der Größenordnung der in der Witterung weniger auffälligen Jahre davor (Tabelle 13). Die trockenwarme Witterung 2003 führte bei der Buche nicht zu einem Einbruch der Photosyntheseleistung. Allerdings verschob sich die Allokation der Photosyntheseprodukte wesentlich vom Stammzuwachs hin zu Frucht-Kompartimenten (Tabelle 13). Quantitativ entspricht die Abnahme des Stamm- und Derbholzwachstums etwa der Biomassebildung für Fruchtkompartimente. 2004 wiesen etwa 80 % der beobachteten Altbuchen einen deutlich erkennbaren Fruchtbehang auf. Als Konsequenz auf die extremen Bedingungen 2003/2004 veränderte die Buche ihre Wachstumsstrategie. Holzproduktion, Eroberung von Standraum als Konkurrenzvorteil und individuelle Baumstabilität treten zurück gegenüber der Sicherung der Fruchtbildung, der natürlichen Verjüngung und so der Erhaltung der Art.

Die Kohlenstoffallokation der Buche stellt ein wichtiges Muster der Reaktion der Baumart auf kurzfristige Witterungsveränderungen wie 2003 dar. Die Fähigkeit der Buche, ihre Kohlenstoffallokation diesen Witterungsbedingungen anzupassen, ist als Hinweis auf eine große Stresstoleranz der Buche zu interpretieren. Aus forstbetrieblicher Sicht stellen die Ergebnisse jedoch eine, bei Klimaerwärmung deutlich reduzierte verwertbare Holzproduktion der Buche in Aussicht.

4.2.3 Mittelfristige Reaktionsmuster der Buche für die Jahre 2003-2007

Verzweigungsarchitektur der Oberkrone vs. Bestandes- und Standorteigenschaften

In einem ersten Schritt erfolgt eine Analyse der standörtlichen und bestandesbezogenen Einflüsse auf die Verzweigungsarchitektur der Oberkronen von Buchen (Abbildung 20).

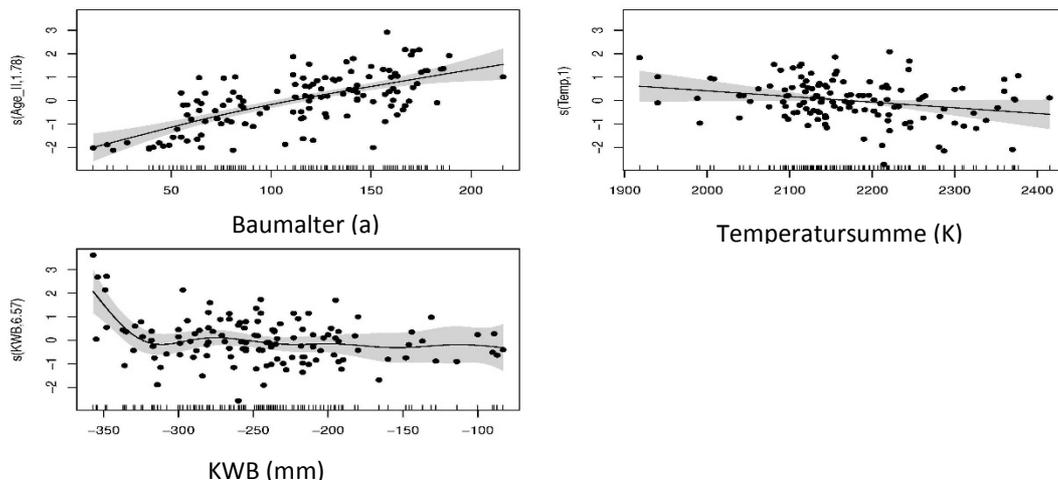


Abbildung 20: Verzweigungsarchitektur der Oberkrone vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s. Tabelle 5, Kap. 3.3); Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleinheiten der abhängigen Variable (Verzweigungsstruktur der Oberkrone). Signifikante Einflüsse durch Alter, Temperatursumme in der Vegetationszeit sowie Klimatische Wasserbilanz (KWB) in der Vegetationszeit.

Rund 49 % der Variation der Verzweigungsarchitektur der Buche (*Fagus sylvatica*) kann durch Bestandes- und Standortvariablen erklärt werden (Bestandesalter, KWB, Temperatursumme in der Vegetationszeit). Das Bestandesalter (allein das Alter erklärt 40 % der Varianz) und die klimatische Wasserbilanz erscheinen nach der heuristischen Selektion als Variable mit hohem Erklärungswert. Hinsichtlich der klimatischen Wasserbilanz wird die Eigenschaft des GAMM-Verfahrens bedeutsam, dass das Modell auch nicht-lineare Beziehungen zulässt. Bei Werten der klimatischen Wasserbilanz zwischen -50 und -300 mm besteht kein signifikanter Einfluss auf die Kronenarchitektur. Offensichtlich ist die Baumart Buche unter unseren standörtlichen Bedingungen sehr gut an unterschiedliche Verhältnisse der Temperatur und der Verdunstung angepasst.

Erst auf Standorten mit ausgesprochen hoher Evapotranspiration während der Wachstumsperiode bei gleichzeitig geringen Niederschlägen entsteht ein dominierend negativer Einfluss für die Verzweigungsarchitektur. Dies trifft insbesondere zu, wenn die klimatische Wasserbilanz negative Werte von -325 mm übersteigt. Bei diesen Ergebnissen zeigt sich die Darstellung auch nicht-linearer statistischer Beziehungen als besonders positive Eigenschaft des GAMM-Verfahrens.

Triebblängen vs. Bestandes- und Standortseigenschaften

In einem zweiten Schritt erfolgt eine Analyse der in der obersten Baumkrone festgestellten mittleren Triebblängen der Jahre 2003 bis 2007 mit den Indikatoren der forstlichen Standorte und Bestandeseigenschaften (Abbildung 21).

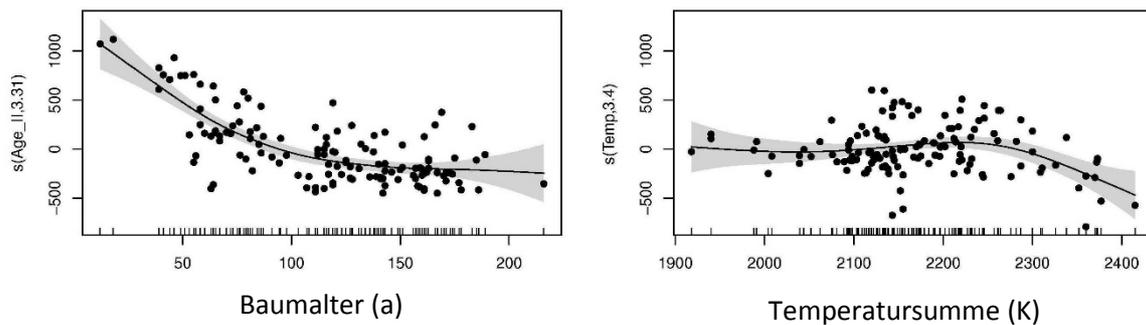


Abbildung 21: Apikale Triebblängen der Buche vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s. Tabelle 5, Kap. 3.3); Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleinheiten der abhängigen Variablen (Apikale Triebblängen der Buche).

Bei hohen Temperatursummen in der Wachstumsphase treten verringerte Triebblängen auf. Mehr als 52 % der Variation der apikalen Triebblängen kann durch Bestandesalter, Temperatur in der Vegetationszeit sowie die Bestandesstruktur erklärt werden. Ein reduzierender Einfluss auf die apikalen Triebblängen entsteht, wenn die Temperatursumme in der Vegetationszeit einen Wert von 2300 Grad Celsius übersteigt. Die Standorte, die durch diese Eigenschaft definiert werden, sind weitgehend deckungsgleich mit denjenigen, die eine besonders ungünstige klimatische Wasserbilanz aufweisen.

Die Ergebnisse zu den gemessenen Triebblängen stützen die Befunde der bonitierten Verzweigungsstrukturen.

Blattverlust vs. Bestandes- und Standortseigenschaften

In einem weiteren Schritt erfolgt eine Analyse der Blattverlustschätzungen (Abbildung 22). Der Indikator Blattverlust ist eines der am meisten verbreiteten und damit wichtigsten, gleichwohl auch methodisch umstrittensten Indikatoren zur Vitalität der Bäume. Die Kritik an der Anwendung des Merkmals Blattverlust gründet sich vor allem auf der Annahme einer nur schwer durchführbaren Qualitätssicherung der Befunde.

Tatsächlich zeigt der Blattverlust als Mittel der Jahre 2003 bis 2007 sehr vergleichbare Befunde mit den Ergebnissen der anderen Kronenmerkmale (77 % der Variation). Nur auf Standorten mit einer außerordentlich negativen klimatischen Wasserbilanz reagieren Buchen durch deutlich erhöhte Blattverlustwerte. Der deutliche standörtliche Einfluss beginnt erneut ab Werten von -325 mm.

Die Befunde bestätigen nachdrücklich die Qualität des Blattverlusts der Buche als grundlegendes Merkmal der Waldzustandserfassung.

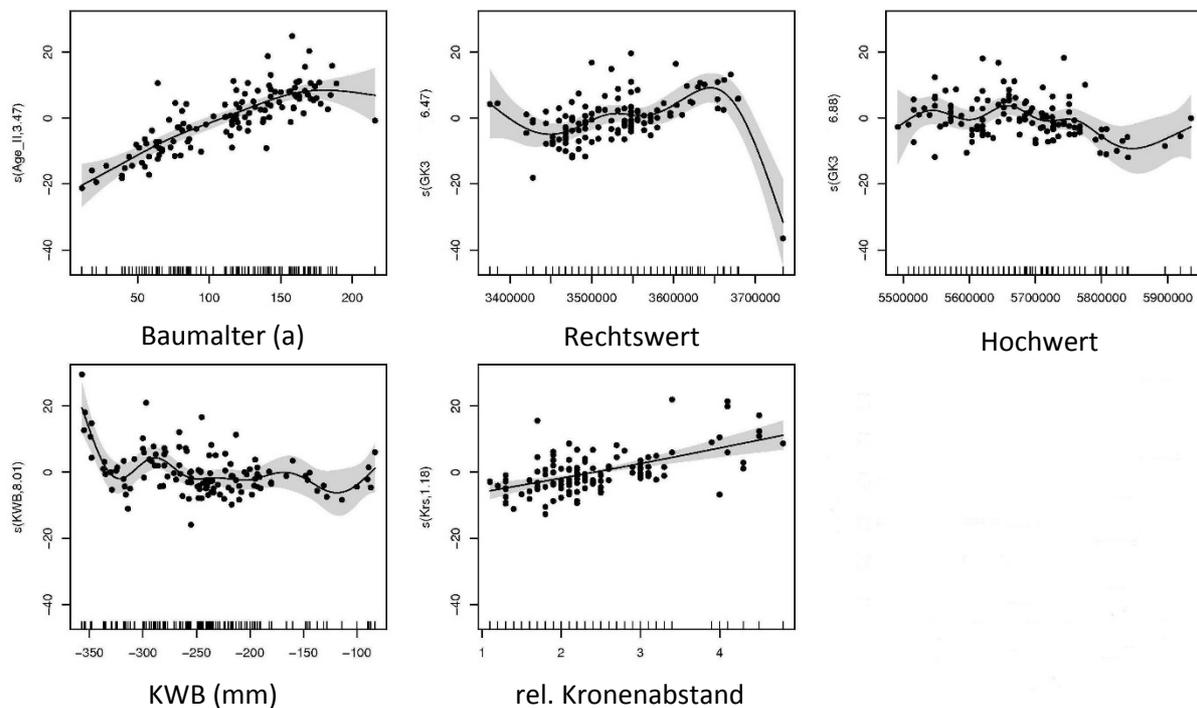


Abbildung 22: Blattverlust der Buche vs. Bestandes- und Standortseigenschaften (s Tabelle 5, Kap. 3.3; Plot der Residuen; GAMM statistisches Modell. Die vertikale Achse zeigt Residuen in Originaleneinheiten der Variable Blattverlust.

4.2.4 Extreme Trockenheit und Zuwachsvariabilität der Buche (1933-2012)

Um flächenrepräsentative Aussagen zu den Auswirkungen extremer Trockenheit auf das Wachstum der Buche sowie Hinweise auf räumliche Verteilungsmuster und mögliche Schwellenwerte von Trockenstressindikatoren zu erhalten, wurden das auf Basis von sieben Intensiv-Monitoringflächen zur Beschreibung der Zuwachsvariabilität erstellte Modell LM3 (vgl. Kapitel 4.1.5) sowie einzelne daraus abgeleitete klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für die Jahre 1933 bis 2012 auf die 55 Buchenstandorte des hessischen BZE II-Rasters angewendet. Die durch das Modell simulierte Abweichung der Jahringbreite (JRBabw) bezieht sich auf einen gleitenden Mittelwert und sollte daher im langjährigen Mittel eines Standortes bei 0 liegen. Für gut 70 % der Buchen-BZE II-Standorte liegt das modellierte langjährige Mittel der JRBabw in einem Bereich zwischen -10 % und 10 % und damit relativ nah am erwarteten Wert von 0. An diesen 39 Standorten ist eine Anwendung des Wachstumsmodells zur direkten Abschätzung der trockenstressbedingten Wachstumseinschränkungen möglich, weil deren klimatisch-hydrologische Standortbedingungen mit denen der zur Modellkalibrierung herangezogenen Level II-Flächen vergleichbar sind. Für die Klimanormalperiode ergibt sich dabei aus dem Modell als Medianwert der 39 Plots eine leicht positive JRBabw von 3 % (Abbildung 23), während infolge der extremen Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003 in Bestätigung der Ergebnisse für die Intensiv-Monitoringflächen starke Wachstumseinbrüche resultieren. Auch hier treten dabei mit Ausnahme des Jahres 1976 die Zuwachsreaktionen mit einjähriger Verzögerung auf. In den Jahren 1948, 1960 und 1976 sinkt der Medianwert der JRBabw jeweils auf unter -30 %, während für 2004 -20 % errechnet werden. Neben der Interpretation der modellierten JRBabw selbst dürfen auch für die auf der JRBabw basierende *Ableitung* der Trockenstressrisikostufen (Kapitel 4.2.5) nur die genannten 39 BZE-Standorte herangezogen werden. Die individuelle Betrachtung der Trockenstressindikatoren sowie die *Anwendung* der Trockenstressrisikostufen erlaubt dagegen die Einbeziehung aller 55 Buchen-BZE-Standorte.

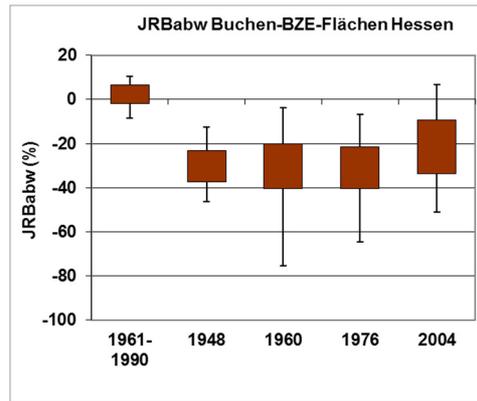


Abbildung 23: Modellierte Abweichung der Jahrringbreite vom gleitenden 6-Jahre-Mittelwert für 39 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Jahre 1948, 1960, 1976 und 2004.

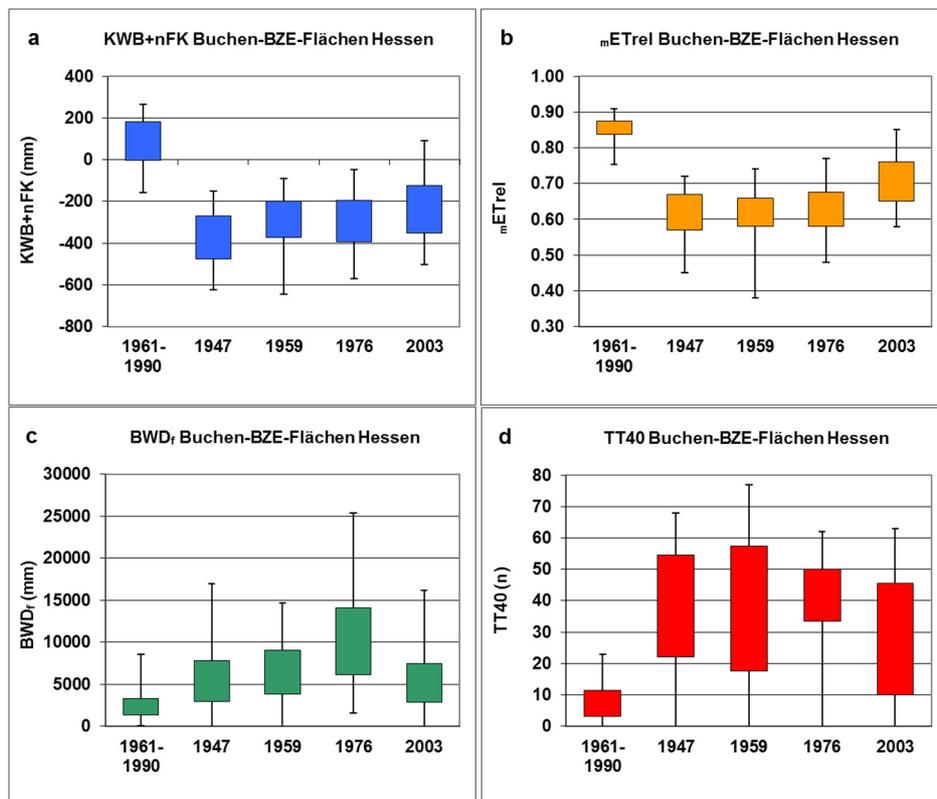


Abbildung 24: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 55 hessische Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003; (a) Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode; (b) mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode (mET_{rel}); (c) Bodenwasserdefizit zu 100 % nFK als Summe der frühen Vegetationsperiode (BWD_r); (d) Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40).

Betrachtet man einzelne der im Modell berücksichtigten klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikatoren separat, gewinnt man aus den Werten für die Buchen-BZE II-Standorte in extremen Trockenjahren eine erste Vorstellung von deren Größenordnung und räumlicher Verteilung. Bei einer separaten Betrachtung der KWB empfiehlt sich die Ergänzung der nFK, da hiermit sowohl einfache Größen der Zu- und Abfuhr, als auch des im System gespeicherten Wassers integriert sind (vgl. Kapitel 3.3.2).

In Abbildung 24 und Abbildung 25 ist die KWB+nFK für alle 55 Buchen-BZE II-Standorte zum Vergleich für die Klimanormalperiode (1961-1990) sowie die Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003 dargestellt. Im langjährigen Mittel der Klimanormalperiode liegt die KWB+nFK an allen Buchen-BZE II-Standorten über -200 mm, 75 % der Standorte weisen Werte im positiven Bereich auf. Gemittelt über alle Buchen-BZE II-Standorte liegt die KWB+nFK bei 79 mm. In den Trockenjahren treten deutlich niedrigere Werte auf, welche - mit Ausnahme von zwei Standorten im Jahr 2003 - durchgehend im negativen Bereich liegen. Die trockensten Verhältnisse ergeben sich dabei für das Jahr 1947, in welchem nahezu alle Standorte Werte von weniger als -200 mm aufweisen, fast die Hälfte der Standorte sogar von weniger als -400 mm. In den Jahren 1959 und 1976 werden an 75 % aller Standorte Werte von -200 mm unterschritten, im Jahr 2003 gilt dies für die Hälfte der Standorte. Allgemein treten dabei im südlichen Drittel von Hessen die niedrigsten Werte auf.

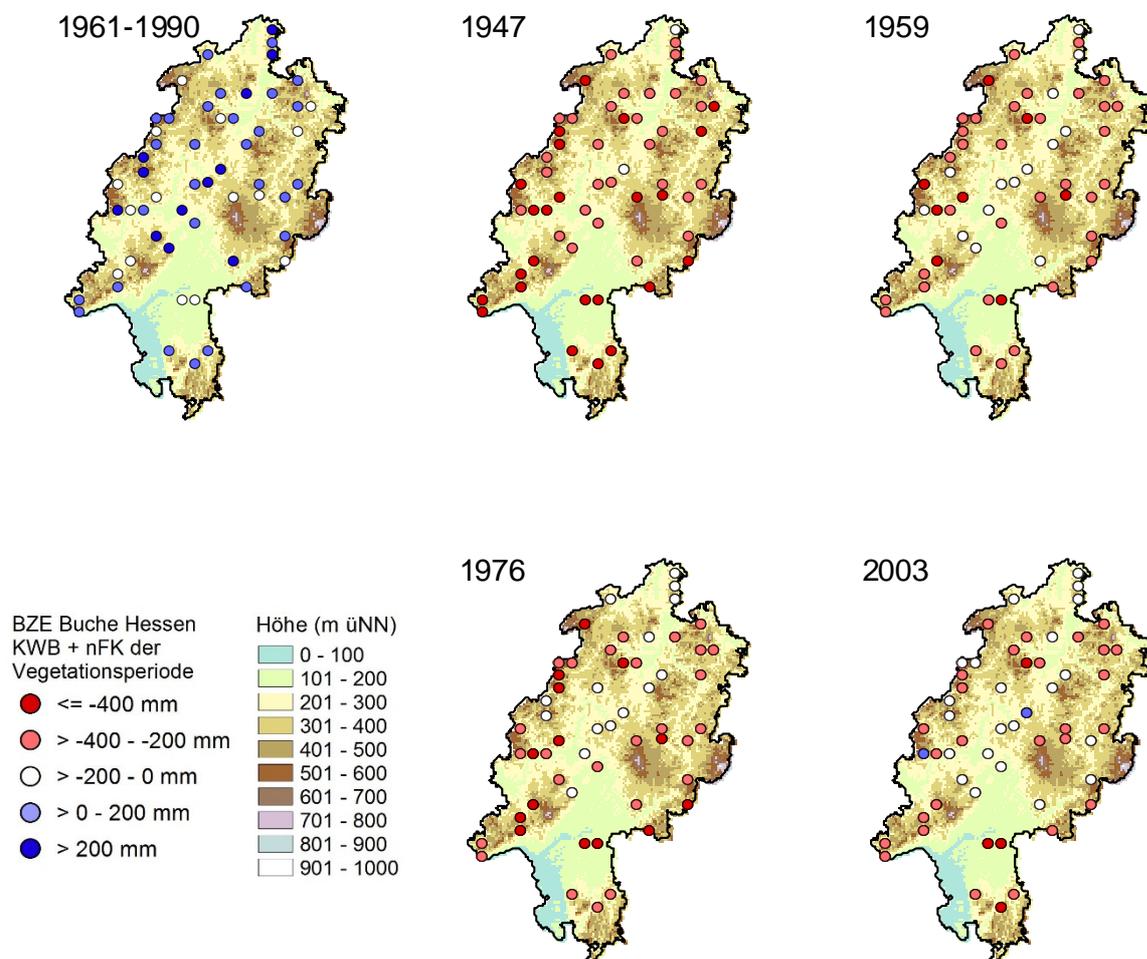


Abbildung 25: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003.

Die mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode (mET_{rel}) (Abbildung 24) ist ebenfalls ein wirkungsvoller Trockenstressindikator, da mit der realen Transpiration eine un-

mittelbar den Wasserumsatz der Bäume beschreibende Komponente in den Indikator mit ein- geht. In der Klimanormalperiode wird durchschnittlich eine mET_{rel} von 0,85 erreicht, wobei an 95 % aller Buchen-BZE II-Standorte die Werte über 0,8 liegen. Auch bezüglich der mET_{rel} heben sich die betrachteten Trockenjahre deutlich von der Klimanormalperiode ab. Die Jahre 1947, 1959 und 1976 liegen dabei in einem vergleichbaren Niveau. An über 90 % aller Standorte liegt die mET_{rel} unter 0,7 und an über 70 % der Standorte wird sogar die Schwelle von 0,65 unterschritten. Vergleichbar mit der KWB+nFK weist auch bezüglich der mET_{rel} das Jahr 2003 weniger trockene Verhältnisse auf. Dennoch wird auch hier bei 75 % der Standorte eine mET_{rel} von 0,75 und bei der Hälfte der Standorte eine mET_{rel} von 0,7 unterschritten. Dabei sind für das Jahr 2003 deutliche Unterschiede in der räumlichen Verteilung zu beobachten (vgl. Anhang 6). Treten im südlichen Drittel Hessens durchgehend sehr geringe Werte der mET_{rel} von unter 0,65 auf, so sind Standorte mit hohen Werten von über 0,75 vor allem in den nordwestlichen Landesteilen zu verzeichnen. Tendenziell weisen auch die Trockenjahre 1947 und 1976 ein leichtes Nord-Süd-Gefälle der mET_{rel} auf, was jedoch bei einem generell niedrigen Wertenniveau schwächer ausgeprägt ist.

Zur Charakterisierung einer extrem niedrigen Bodenfeuchte dient der Trockenstressindikator Trockentage (TT40, Abbildung 24), welcher die Summe der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode angibt, an denen der Anteil der realen an der potenziell pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge unter 40 % liegt. Gemittelt über die Klimanormalperiode weisen alle Buchen-BZE II-Standorte weniger als 25 Trockentage auf, an über der Hälfte der Standorte liegt deren Anzahl bei unter 8. In den Trockenjahren ist für einen Großteil der Standorte eine deutlich höhere Anzahl an Trockentagen zu verzeichnen. So weisen in allen Trockenjahren mindestens 75 % der Standorte mehr als 15 Trockentage auf. Über 40 Trockentage werden in 2003 bei fast 40 %, 1947 und 1959 bei 60 % und 1976 sogar bei 66 % der Standorte erreicht. Die besonders hohe Zahl an Trockentagen im Jahr 1976 könnte darauf zurückzuführen sein, dass bereits das Vorjahr verhältnismäßig trocken war und so die Bodenwasserspeicher schon zu Beginn der Vegetationsperiode nicht in vollem Umfang gefüllt waren. Dies würde auch erklären, warum 1976 bereits im Trockenjahr selbst die Zuwachsrückgänge zu beobachten sind. Gleichzeitig treten jedoch in allen vier Trockenjahren bei mindestens sieben Standorten weniger als acht Trockentage auf und in den meisten Fällen liegt deren Zahl sogar bei 0. Bemerkenswert ist, dass es sich in allen Trockenjahren um dieselben sieben Standorte handelt. Offensichtlich sind diese über Mittel- und Nordhessen verbreiteten Standorte (vgl. Anhang 7) hinsichtlich der Kombination aus Niederschlag und Wasseraufnahme- sowie Wasserspeichervermögen so gut mit Wasser versorgt, dass selbst bei lang anhaltender, starker Trockenheit nie extremer Wassermangel auftritt.

4.2.5 Zuwachsbasierte Risikostufen für Trockenstress

Für einzelne Trockenstressindikatoren Schwellenwerte abzuleiten, bei deren Über- oder Unterschreitung es zu deutlichen Zuwachseinschränkungen kommt, ist nicht ganz unproblematisch. Zum einen ist das Auftreten von Zuwachseinbrüchen weniger an einzelne Trockenheitsindikatoren, als vielmehr an ein Zusammenspiel mehrerer Indikatoren gebunden, was im Zusammenhang mit der Erstellung eines multiplen Regressionsmodells zur Erklärung der JRBabw deutlich wurde. Zum anderen können die Anpassungsfähigkeit der Buche an Trockenheit und Auswirkungen von Folgeerscheinungen wie dem Schädlingsbefall zu Verschiebungen der Schwellenwerte führen (vgl. FRIEDRICHS et al. 2009, LEUZINGER & KÖRNER 2007, THOMAS et al. 2002).

Trotzdem wird versucht, anhand der Ergebnisse der für die Modellierung der JRBabw geeigneten 39 Buchen-BZE II-Standorte für den Zeitraum 1932 – 2012 Trockenstressrisikostufen zu definieren. Den Jahren 1948, 1960, 1976 und 2004, für welche bei der Modellierung extreme Zuwachseinbrüche ermittelt wurden (vgl. Abbildung 24), kommt dabei besondere Bedeutung zu. Abbildung 26 fasst genau die Datensätze zusammen, welche für die vier im Modell enthaltenen klimatisch-hydrologischen Indikatoren in den genannten Jahren zur Berechnung der JRBabw herangezogen wurden. Eine entsprechend differenzierte Betrachtung lässt sich dadurch begründen, dass die Indikatoren mit unterschiedlichen Bezugsjahren in die Regressionsfunktion einfließen. mET_{rel} und BWD_f sind dabei auf das zu berechnende Jahr, die KWB – hier erneut ergänzt um die nFK – und die Trockentage TT40 hingegen auf das Vorjahr bezogen. Dies hat zur Folge, dass in den Jahren 1948, 1960 und 2004, in welchen die trockenheitsbedingten Zuwachsrückgänge mit einem Jahr Verzögerung eintraten, vor allem KWB+nFK und TT40 zu einer hohen negativen JRBabw beitrugen. Lediglich 1976, als die extreme Trockenheit und der geringe Zuwachs im selben Jahr auftraten, lässt sich die hohe negative JRBabw vor allem auf die Indikatoren mET_{rel} und BWD_f zurückführen. Da die trockenheitsbedingten Zuwachseinbußen in der Vergangenheit sehr häufig mit zeitlicher Verzögerung auftraten, empfiehlt sich für die Definition von Risikostufen die Verwendung der Indikatoren KWB+nFK des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) und TT40 des Vorjahres ($TT40_{-1}$).

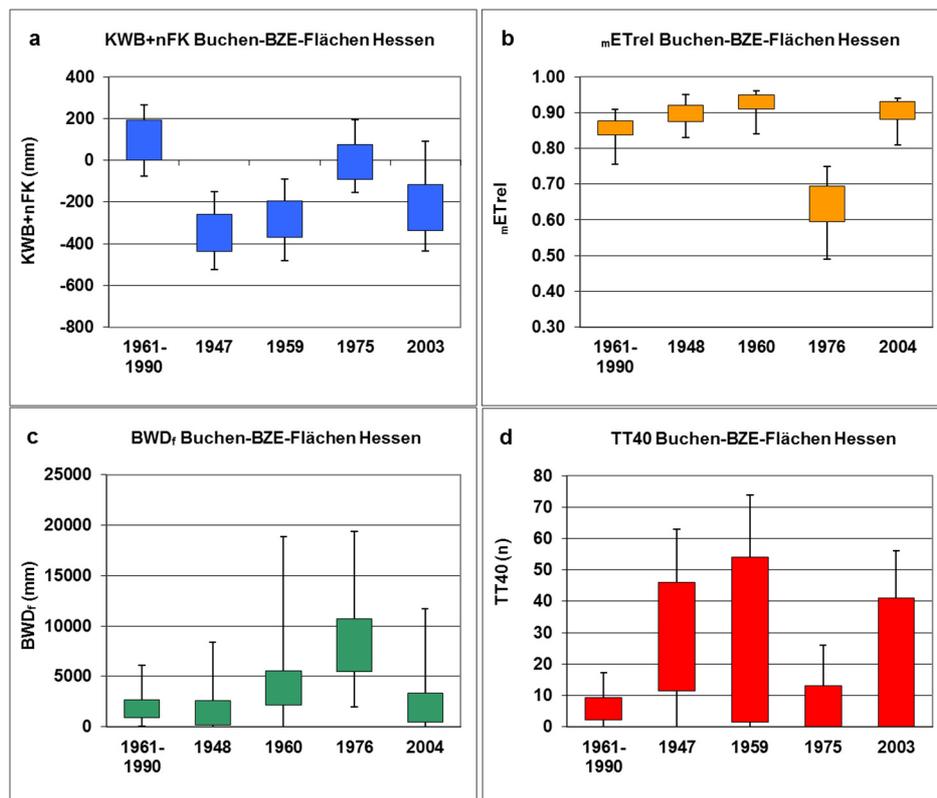


Abbildung 26: Ausgewählte klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für 39 hessische Buchen-BZE II-Standorte; (a) Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode; (b) mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode (mET_{rel}); (c) Bodenwasserdefizit zu 100 % nFK als Summe der frühen Vegetationsperiode (BWD_f); (d) Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40); dargestellt sind die Klimanormalperiode 1961-1990 sowie die Jahre 1947, 1959, 1975 und 2003 (a und d) bzw. 1948, 1960, 1976 und 2004 (b und c).

Die Festlegung von Schwellenwerten für die Risikostufen orientiert sich an der Größenordnung der JRBabw. Da für die Festlegung von Risikostufen nur wenige Jahre mit deutlichen trockenstressbedingten Zuwachsrückgängen berücksichtigt werden können und somit der Datenumfang relativ gering ist, empfiehlt sich die Begrenzung auf ein dreistufiges Risikoschema. Am Beispiel des Indikators $KWB_{-1}+nFK$ wird nachfolgend das Vorgehen zur Berechnung der zugehörigen Schwellenwerte beschrieben. Zunächst werden die $KWB_{-1}+nFK$ und die JRBabw aufsteigend nach der $KWB_{-1}+nFK$ sortiert. Ausgehend von der niedrigsten $KWB_{-1}+nFK$ wird der Datensatz so in vier Klassen unterteilt, dass sich für die JRBabw in der ersten Klasse ein Medianwert von -30 %, in der zweiten Klasse ein Medianwert von -15 % und in der dritten Klasse ein Medianwert von -5 % ergibt. Alle verbleibenden Werte werden der vierten Klasse zugeordnet. Der ersten Klasse wird im weiteren Verlauf ein hohes Trockenstressrisiko zugewiesen, der zweiten Klasse ein mittleres und der dritten Klasse ein geringes, während die vierte Klasse außerhalb des Risikobereichs liegt. Aus den Klassengrenzen lassen sich schließlich die Schwellenwerte des klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikators zur Abgrenzung der Risikostufen ableiten. In Tabelle 14 sind die nach diesem Prinzip ermittelten Risikostufen und Schwellenwerte für die Indikatoren $KWB_{-1}+nFK$ und $TT40_{-1}$ aufgeführt. Für die $KWB_{-1}+nFK$ ergibt sich danach bei weniger als -259 mm ein hohes Risiko, bei < -169 bis -259 mm ein mittleres Risiko und bei < -100 bis -169 mm ein geringes Risiko, während bei mehr als -100 mm kein Risiko besteht. Für die Anzahl der Trockentage $TT40_{-1}$ ergibt sich ein hohes Risiko bei mehr als 40 Tagen, ein mittleres Risiko bei 24 bis 40 Tagen und ein geringes Risiko bei 9 bis 23 Tagen, während bei weniger als 9 Tagen kein Risiko auftritt.

Tabelle 14: Schwellenwerte zur Abgrenzung von drei Trockenstressrisikostufen für die Trockenstressindikatoren Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) und Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ ($TT40_{-1}$); die klassierten Bereiche sind abgeleitet aus den Medianwerten der modellierten Abweichung der Jahrringbreite vom gleitenden 6-jährigen Mittelwert (JRBabw) für 39 hessische Buchen BZE II-Standorte.

Median der JRBabw (%)	$KWB_{-1}+nFK$ (mm)	$TT40_{-1}$ (d)	Risikostufe
-5	-100 bis -169	9 bis 23	gering
-15	< -169 bis -259	24 bis 40	mittel
-30	< -259	> 40	hoch

4.2.6 Trockenstressrisiko bei unterschiedlicher Durchforstungsintensität

Aus Sicht der Forstwirtschaft stellt sich die Frage, inwieweit forstwirtschaftliche Eingriffe zur Pflege und Nutzung der Buchenbestände Einfluss auf den Wasserbedarf haben und bei einer prognostizierten zukünftigen Zunahme der Intensität und Häufigkeit von Trockenereignissen auch als Instrumente der Wasserbedarfssteuerung dienen können. Einen wichtigen Aspekt in diesem Zusammenhang stellt die Durchforstung dar, welche über Jahrzehnte die Entwicklung der Bestandesstruktur steuert. Für die Versuchsfläche Laubach kann die Wirkung der Durchforstung auf den Wasserhaushalt und das Trockenstressrisiko sehr gut untersucht werden, da hier über einen sehr langen Zeitraum seit 1886 durchgehend im Abstand weniger Jahre die Bestandesstruktur dreier unterschiedlich stark durchforsteter Versuchspartellen aufgenommen und vermessen wurde. Einer schwachen Niederdurchforstung, bei welcher nur abgestorbene und Gefahr verursachende Bäume entnommen werden, sind dabei eine mäßige sowie eine starke Niederdurchforstung gegenübergestellt.

Generelle Entwicklung der Bestände

Um die Möglichkeiten der Beeinflussung des Trockenstressrisikos durch Durchforstungsmaßnahmen besser beurteilen zu können, soll zunächst ein Blick auf die generelle Entwicklung der Bestände hinsichtlich ihrer Massen- und Wertleistung geworfen werden.

Bezüglich des Höhenwachstums der Buchen (Anhang 8) sind kaum Unterschiede zwischen der schwachen (A-Grad), mäßigen (B-Grad) und starken (C-Grad) Niederdurchforstung festzustellen. Stammanzahl (Anhang 9), Grundfläche (Anhang 10) und Vorrat (Anhang 11) sind im A-Grad in Relation zur 1. Ertragsklasse nach SCHÖBER (1967) überdurchschnittlich hoch, während im B- und C-Grad meist unterdurchschnittliche Werte erreicht werden.

Die Unterschiede in der Durchmesserentwicklung des Grundflächenmittelstammes (Abbildung 27) zwischen A und B-Grad im Alter 153 fallen mit ca. 3 cm deutlich geringer aus, als zwischen B- und C-Grad mit 10 cm. Zwischen A- und C-Grad liegen mehr als 13 cm. Auf die Mittendurchmesserzunahme der jeweils 100 stärksten Bäume pro Hektar (D_{100}) (Abbildung 27) hatte die Behandlungsstärke nur geringe Auswirkungen. Bis zum Alter 153, vor der Zielstärkennutzung hatten die 100 stärksten Bäume im Mittel 60,6 cm im C-Grad, 57,9 cm im B-Grad und 56,6 cm im A-Grad erreicht.

Auch bei der Gesamtwuchsleistung (Abbildung 28) liegen die Versuchspartellen bis zum Alter 163 im Jahr 2009 nicht weit auseinander. Der B-Grad erreicht zu diesem Zeitpunkt 90% der Gesamtmassenleistung des A-Grades und der C-Grad 95 %. Der Anteil der Vornutzung an der Gesamtwuchsleistung liegt beim Bestandesalter 163 Jahre im A-Grad bei 34%, im B- und C-Grad bei 54% bzw. 53%. Vor der Zielstärkennutzung im Alter 153 lagen die Anteile der Vornutzungen noch bei ca. 30%, 40% und 45% im C-Grad.

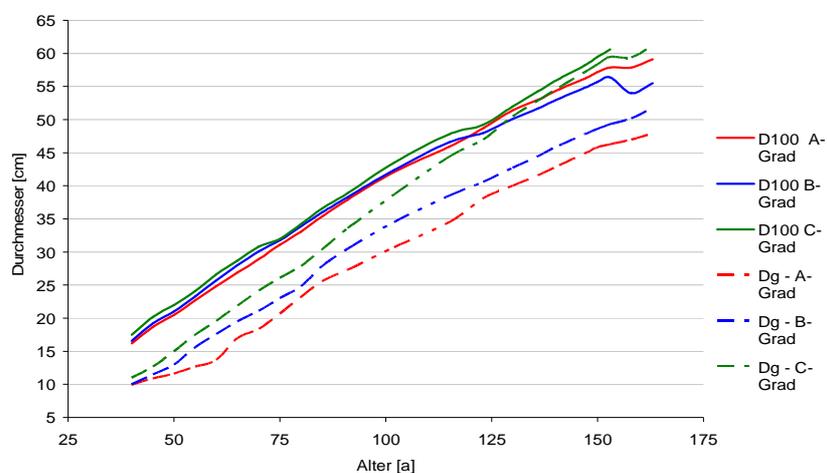


Abbildung 27: Durchmesserentwicklung (Grundflächenmittelstamm und Mittelwert der 100 stärksten Bäume pro Hektar (D_{100})) in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C).

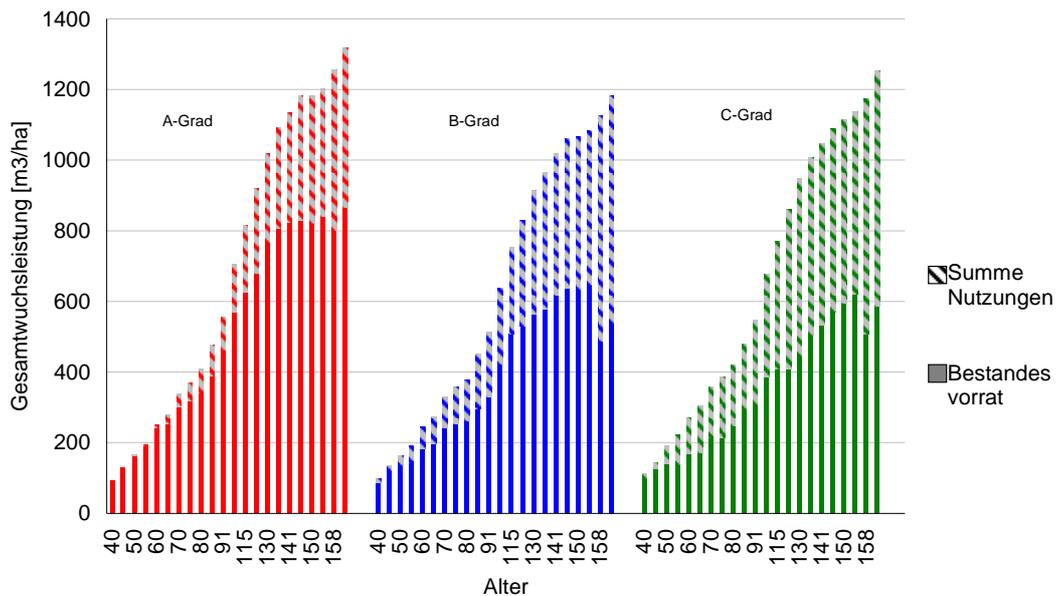


Abbildung 28: Gesamtwuchsleistung mit Bestandesvorrat (geschlossenen Balken) und akkumulierten Vornutzungsmengen der Durchforstungsvarianten (A-, B- und C-Grad), Versuchsfläche Laubach.

Mit der Aufschlüsselung nach soziologischen Baum-Klassen (KRAFT 1884, vgl. Anhang 1) im Alter 153 (1999, vor der Zielstärkennutzung im Jahr 2004) lassen sich weitere behandlungsbedingte Unterschiede aufzeigen (Anhang 12). Die Bäume in allen soziologischen Klassen des C-Grades sind im Mittel der jeweiligen Klasse deutlich stärker und haben weitaus größere Kronenschirmflächen als im A-Grad. Die mittleren Kronenprozentage (Anteil der Krone an der Gesamtbaumhöhe) innerhalb der Klassen sind vergleichbar.

Rekonstruktion des Trockenstressrisikos

Bei einer Anwendung des Modells zur Simulation der JRBabw (vgl. Kapitel 4.1.5) auf die Versuchsparzelle Laubach für den Zeitraum 1933 – 2012 zeigt sich ein mit den Ergebnissen der Level II- und BZE II-Flächen vergleichbares Bild hinsichtlich des Auftretens starker Zuwachseinbrüche infolge extremer Trockenjahre. Abbildung 29 zeigt einen Vergleich der drei Durchforstungsvarianten anhand des Trockenstressindikators KWB_{-1+nFK} . Dargestellt sind Mittelwerte des Gesamtzeitraums sowie die Ergebnisse der Jahre 1935, 1948, 1960, 1977 und 2004, für welche besonders extreme Wachstumsrückgänge berechnet wurden. Während für den Gesamtzeitraum im Mittel Werte zwischen 130 und 180 mm resultieren, sind diese in den Extremjahren deutlich niedriger und liegen in allen Jahren und für alle Durchforstungsvarianten im negativen Wertebereich. 1935 wird dabei das geringste Defizit mit Werten bis -71 mm erreicht, 1948 das höchste Defizit mit bis zu -260 mm. Sowohl im langjährigen Durchschnitt, als auch in den Extremjahren ergeben sich beim Vergleich der Durchforstungsvarianten gleichgerichtete und deutliche Abstufungen. Die schwache Durchforstung führt dabei zu den niedrigsten Werten der KWB_{-1+nFK} , gefolgt von der mäßigen und starken Durchforstung. Die Differenz zwischen der schwachen und starken Durchforstung liegt im langjährigen Mittel bei knapp 50 mm und schwankt in den Extremjahren zwischen 45 und knapp 80 mm.

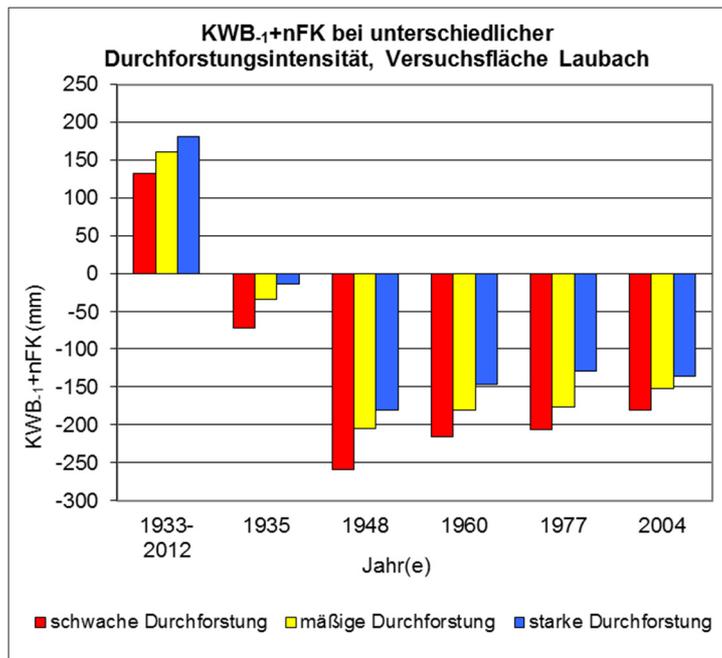


Abbildung 29: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach. Neben dem Mittelwert des Zeitraums 1933 – 2012 sind die Jahre 1935, 1948, 1960, 1977 und 2004 dargestellt, für welche hohe Zuwachseinbrüche modelliert wurden (Modell LM3, Kapitel 4.1.5).

Der auf die Bodenfeuchte bezogene Trockenstressindikator $TT40_{-1}$ (Trockentage, Abbildung 30) weist für das langjährige Mittel zwischen 1933 und 2012 in Abhängigkeit von den Durchforstungsvarianten durchschnittlich 1 bis 9 Trockentage auf. In den Extremjahren spiegeln sich auch hier die deutlich trockeneren Verhältnisse gut wider. Insbesondere bei der schwachen und mäßigen Durchforstungsintensität werden dabei durchgehend mehr als 30 Trockentage erreicht, während sich bei der starken Durchforstung ein gemischteres Bild abzeichnet und nur in den späteren Jahren 1960, 1977 und 2004 eine erhöhte Anzahl von 18 bis 33 Trockentagen auftritt. Ähnlich wie bei der $KWB_{-1}+nFK$ zeigt sich auch für die Anzahl der Trockentage eine gleichgerichtete Staffelung in Bezug auf die Durchforstungsvarianten und auch hier ergeben sich bei der schwachen Durchforstung die trockensten Verhältnisse, gefolgt von der mäßigen und starken Durchforstung. Im Unterschied zur $KWB_{-1}+nFK$ kann dabei allerdings die Differenz zwischen den Durchforstungsvarianten teilweise Dimensionen erreichen, welche vergleichbar mit der Differenz zwischen dem langjährigen Mittel und den Extremjahren ist. Dies deutet an, dass die Intensität der Durchforstung einen stark differenzierenden Einfluss auf die Bodenwasserverfügbarkeit am Standort Laubach hat. Auffällig ist, dass die Unterschiede zwischen den Durchforstungsvarianten mit zunehmendem Bestandesalter tendenziell geringer werden. Möglicherweise tritt hier der Einfluss der unterschiedlichen Durchforstung auf die Höhe des Blattflächenindex (LAI), welcher den für den Wasserhaushalt maßgebenden Bestandesparameter darstellt, allmählich hinter den generellen Effekt eines mit zunehmendem Bestandesalter steigenden LAI zurück.

In Anhang 13 sind für den Trockenstressindikator $TT40_{-1}$ und die drei Durchforstungsintensitäten die vollständigen Zeitreihen zwischen 1933 und 2012 dargestellt. Auch hier sind die Unterschiede zwischen den Durchforstungsvarianten gut zu erkennen. Das häufige Auftreten von 0-Werten resultiert aus der Definition des Indikators, da die hierin aufsummierten Trockentage erst bei extremer Austrocknung des Bodens mit Bodenwassergehalten von weniger

als 40 % der nFK auftreten. In vielen durchschnittlich feuchten Jahren wird diese Grenze am Standort Laubach daher nie unterschritten.

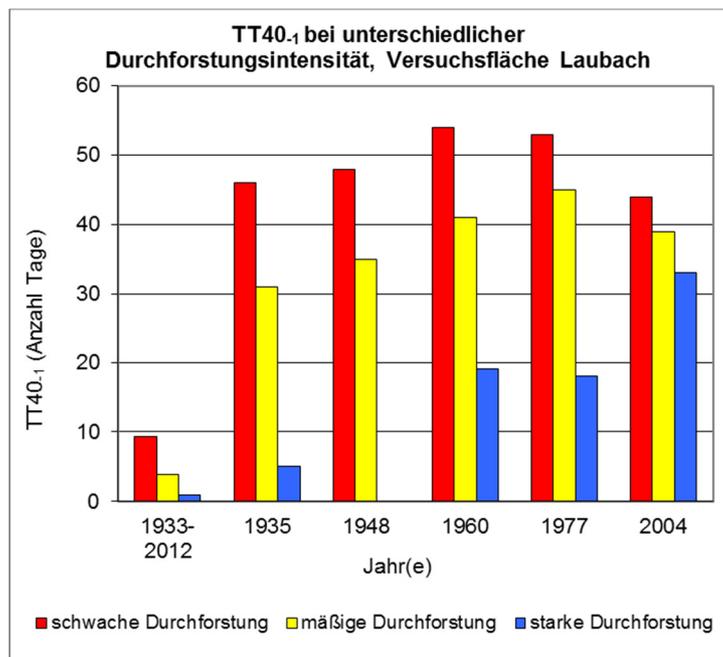


Abbildung 30: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (Trockentage, TT40.1) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach. Neben dem Mittelwert des Zeitraums 1933 – 2012 sind die Jahre 1935, 1948, 1960, 1977 und 2004 dargestellt, für welche hohe Zuwachseinbrüche modelliert wurden (Modell LM3, Kapitel 4.1.5).

Um die Unterschiede zwischen den Durchforstungsvarianten und ihrer Bedeutung hinsichtlich der Wasserversorgung und des möglichen Trockenstressrisikos noch besser erfassen zu können, lassen sich anhand der in Kapitel 4.2.5 definierten Trockenstressrisikostufen Aussagen zu deren Auftretshäufigkeit innerhalb des betrachteten Zeitraums von 80 Jahren ableiten (Tabelle 15). Summiert man die Anzahl der auftretenden Jahre für alle drei Risikostufen auf, so ergeben sich bei schwacher Durchforstung 24, bei mittlerer Durchforstung dagegen nur 9 und bei starker Durchforstung sogar nur 3 Risikojahre zwischen 1933 und 2012. Allein die höchste Risikostufe wird bei schwacher Durchforstung in 9 Jahren erreicht, bei mittlerer Durchforstung hingegen nur in drei Jahren und bei starker Durchforstung in keinem Jahr.

Tabelle 15: Häufigkeit des Auftretens von Trockenstressrisikostufen auf Basis des Indikators der Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40.1) im Zeitraum 1933 – 2012 an der Versuchsfläche Laubach unter Berücksichtigung unterschiedlicher Durchforstungsintensitäten.

Durchforstungsintensität	geringes Risiko	mittleres Risiko	hohen Risiko	alle Risikostufen
schwach	10	5	9	24
mäßig	1	5	3	9
stark	2	1	0	3

Auch wenn es sich hier um eine Einzelstudie handelt und die Ergebnisse nur im Zusammenhang mit den spezifischen Standortbedingungen gesehen werden dürfen, macht dieser

Vergleich deutlich, dass die Durchforstung ein effektives Mittel darstellt, um die Wasserverfügbarkeit von Buchenbeständen beeinflussen und steuern zu können. Gerade bei mittlerem Bestandesalter kann der Wasserbedarf über Jahrzehnte beständig verringert werden und die Durchforstung kann vor dem Hintergrund der mit dem Klimawandel prognostizierten Zunahme an Trockenheit als hilfreicher Regulator angesehen werden.

4.3 Zukünftige Entwicklung des Trockenstressrisikos bis zum Jahr 2100

4.3.1 Vergleich verschiedener Klimamodellrechnungen

Zur Untersuchung des zukünftigen Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder stehen im Rahmen des INKLIM-A-Projektes die drei BIAS-korrigierten dynamischen Klimamodelle REMO_UBA/ECHAM5, CCLM/ECHAM5 und CCLM/HadCM3 sowie das statistische Klimamodell WettReg2010/ECHAM5 zur Verfügung. Basierend auf einer Analyse der Wasserhaushaltsgröße Klimatische Wasserbilanz (KWB) wurde für die weiteren Auswertungen im Rahmen dieses Projektes für WettReg2010/ECHAM5 Variante 5 ausgewählt, da hier die KWB die geringste Abweichung vom Mittelwert aus allen 10 Varianten aufweist. Die Berechnung der Wasserhaushaltsgrößen erfolgte auf Basis statischer Bestände, um die sich aus dem Klimamodellvergleich ergebenden Unterschiede in der zukünftigen Entwicklung des Trockenstresses auf den Einflussfaktor Klima beschränken zu können.

Um die Güte der Regionalmodelle zu überprüfen, wurde die KWB für die Klimanormalperiode auf dem 0.2°-Raster berechnet und mit dem Ergebnis der DWD-Regionalisierung verglichen. Hierbei zeigt sich, dass im Flächenmittel die drei dynamischen Modelle die KWB überschätzen. Die KWB+nFK liegt im Flächenmittel für Hessen zwischen 124 mm (CCLM/HadCM3) und 131 mm (REMO_UBA/ECHAM5) und damit um ca. 40 mm über dem Mittelwert, der mit den Messdaten des DWD berechnet wurde (87 mm, linke Karte in Abbildung 13). Der Mittelwert, der mit dem statistischen Modell WettReg2010/ECHAM5 ermittelt wurde, liegt dagegen mit 81 mm nur geringfügig unter dem Mittelwert der DWD-Regionalisierung.

In Abbildung 31 ist die Änderung der KWB+nFK (KWB basierend auf Grasreferenzverdunstung, nFK aus Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000, BÜK50) der Klimaperiode 2071-2100 im Vergleich zur Klimanormalperiode 1961-1990 für die vier Klimamodelle flächenhaft für Hessen dargestellt, um einen ersten Überblick hinsichtlich der modellbedingten Unterschiede zu ermöglichen. Bei allen vier Modellen ergibt sich für Hessen bis zum Ende des Jahrhunderts im Vergleich zur Klimanormalperiode eine deutliche Abnahme der KWB+nFK. Zwischen den Modellen zeigen sich dabei allerdings starke Unterschiede. Während auf Grundlage des Modells REMO_UBA/ECHAM5 die Abnahme mit 139 mm im Flächenmittel am geringsten ist, resultiert für das statistische Modell WettReg2010/ECHAM5 mit 262 mm die stärkste Abnahme. Der Antrieb mit den Daten der CCLM-Modelle führt zu einer mittleren Abnahme von 209 mm (CCLM/HadCM3) bzw. 210 mm (CCLM/ECHAM5). Die Höhe der Abnahme der KWB+nFK variiert auf Basis von WettReg2010/ECHAM5 innerhalb Hessens mit knapp 200 mm sehr deutlich, ohne jedoch ein räumlich gerichtetes Verteilungsmuster aufzuweisen. Bei Verwendung der übrigen Modelle variiert die Höhe der Abnahme der KWB+nFK nur um etwa 100 mm und nimmt von Norden nach Süden zu.

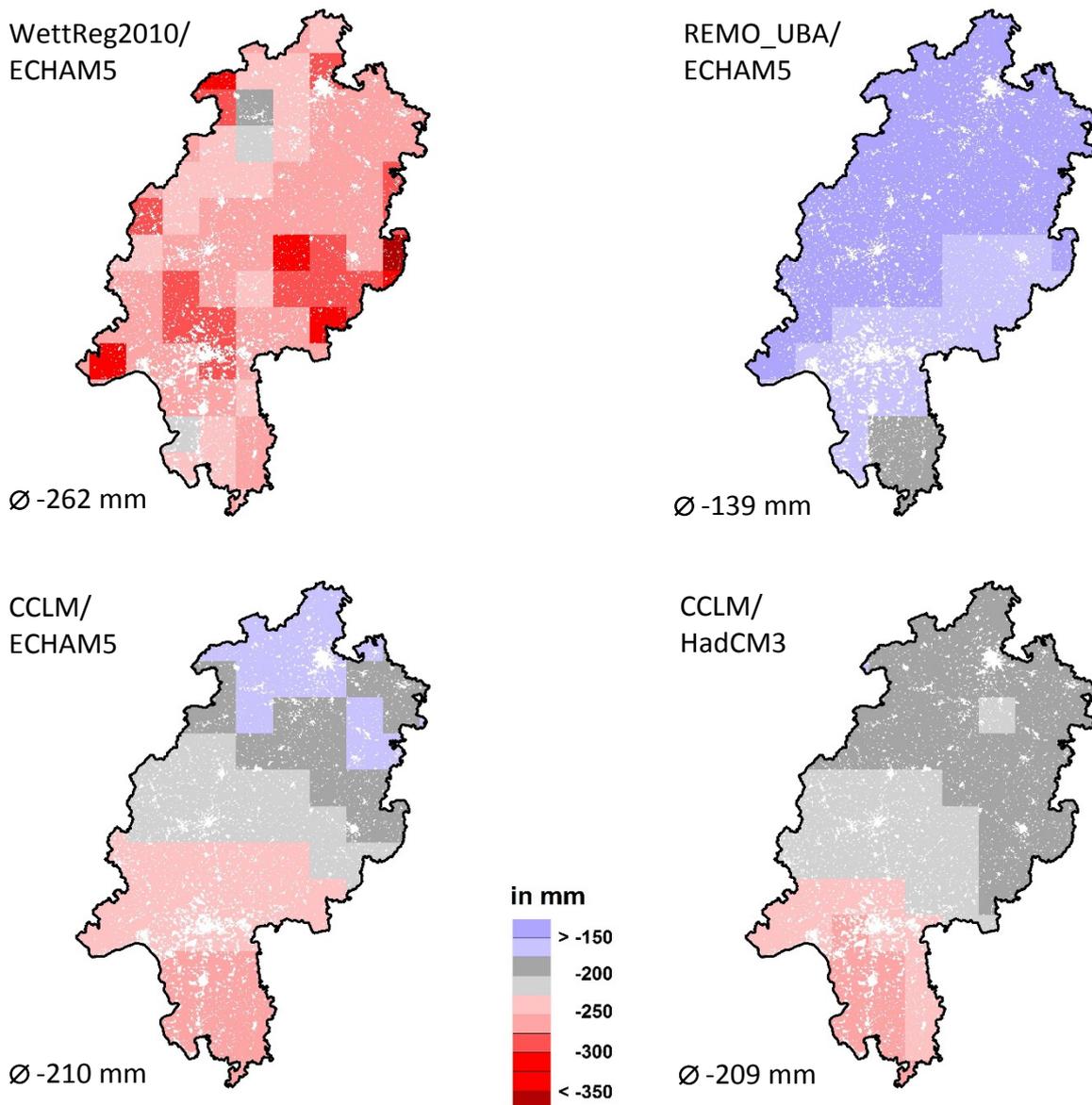


Abbildung 31: Änderung der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität (KWB+nFK) der Vegetationsperiode der Buche 2071-2100 im Vergleich zu 1961-1990, berechnet für die Klimamodelle WettReg2010/ECHAM5, REMO_UBA/ECHAM5, CCLM/ECHAM5 und CCLM/HadCM3. Die KWB ist auf Grasreferenzverdunstung bezogen.

Für die 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte sind die Ergebnisse des Trockenstressindikators $KWB_{-1}+nFK$ für die vier verwendeten Klimamodelle in Abbildung 32 vergleichend gegenübergestellt. Zur Darstellung der zeitlichen Entwicklung sind dabei Mittelwerte für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 (50 Jahre später) und 2071-2100 (100 Jahre später) angegeben. Für die Periode 1971-2000 unterscheiden sich die Ergebnisse der vier Modelle nur minimal und die Medianwerte der BZE II-Standorte liegen zwischen 50 und 100 mm. 2021-2050 ergeben sich in der Regel niedrigere Werte und die Unterschiede zwischen den Modellen nehmen zu. So liegt der Medianwert bei WettReg2010/ECHAM5 bereits im leicht negativen Bereich, während er für beide CCLM-Modellvarianten nur auf etwa 0 mm zurückgeht und bei REMO_UBA/ECHAM5 fast unverändert im Bereich von knapp 100 mm liegt. In der Periode 2071-2100 liegen die Werte der $KWB_{-1}+nFK$ dann bei allen Klimamodellen deutlich niedriger und alle Medianwerte liegen klar im negativen Wertebereich. Gleichzeitig verschärfen sich die

Unterschiede zwischen den Klimamodellen, wobei WettReg2010/ECHAM5 mit durchschnittlich -300 mm die trockensten und REMO_UBA/ECHAM5 mit -100 mm die feuchtesten Bedingungen aufweist. Zwischen den beiden CCLM-Varianten lassen sich auch für diese Periode kaum Unterschiede erkennen.

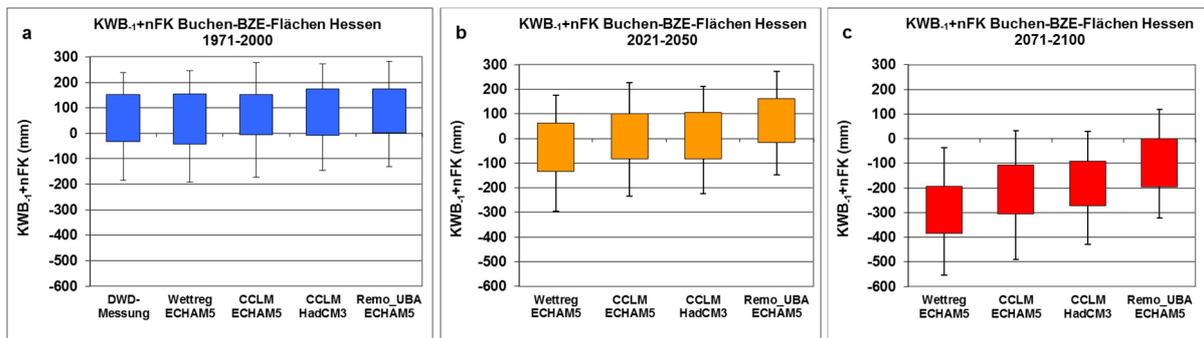


Abbildung 32: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100.

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung und der Unterschiede zwischen den Klimamodellen sind die Ergebnisse des Trockenstressindikators $mETrel$ (Anhang 14) denen der $KWB_{-1}+nFK$ sehr ähnlich. Auch hier liegen die Werte für alle vier Klimamodelle in der Periode 1971-2000 auf dem gleichen Niveau, weisen 2021-2050 mit Ausnahme des Modells REMO_UBA/ECHAM5 einen leichten Rückgang auf, während für 2071-2100 bei allen vier Klimamodellen ein deutlicher Rückgang der $mETrel$ prognostiziert wird. Dabei führt die zukünftige Entwicklung auch für diesen Indikator bei WettReg2010/ECHAM5 zu den trockensten und bei REMO_UBA/ECHAM5 zu den feuchtesten Bedingungen. Zwischen den beiden CCLM-Modellvarianten ist auch bezüglich der $mETrel$ in keiner der drei Klimaperioden ein klarer Unterschied erkennbar. Ausgehend vom Medianwert für die BZE II-Standorte liegt die $mETrel$ für die vier Klimamodelle 1971-2000 im Bereich zwischen 0,84 und 0,87, 2021-2050 zwischen 0,79 und 0,85 und 2071-2100 zwischen 0,62 und 0,78.

Bezüglich des Bodenfeuchteindikators $TT40_{-1}$ (Trockentage, Abbildung 33) ergibt sich ein etwas anderes Bild. In der Klimaperiode 1971-2000 liegen auch bei diesem Indikator alle vier Klimamodelle in einem vergleichbaren Wertebereich und als Medianwerte für die BZE II-Standorte werden fünf bis acht Trockentage erreicht. Bis 2021-2050 bleiben die Werte bei REMO_UBA/ECHAM5 erneut nahezu unverändert, während die Anzahl der Trockentage bei den anderen drei Modellen leicht auf 10 bis 11 Tage ansteigt. Im Gegensatz zu den beiden zuvor betrachteten Trockenstressindikatoren lassen sich dabei kaum Unterschiede zwischen Wettreg2010/ECHAM5 und den beiden CCLM-Modellen ausmachen. Bis 2071-2100 nimmt auch bezüglich der Bodenfeuchte die Trockenheit bei allen vier Klimamodellen sehr deutlich zu. Der Medianwert bei REMO_UBA/ECHAM5 steigt auf 15 Trockentage an, während sich zwischen den übrigen Modellen auch in dieser Periode kaum Unterschiede erkennen lassen und ein Niveau von 23 bis 25 Trockentage erreicht wird. Allerdings weisen die Resultate bei WettReg2010/ECHAM5 im Vergleich zu den CCLM-Modellen eine deutlich geringere Streuung zwischen den BZE II-Standorten auf. Dass die Ergebnisse bei WettReg2010/ECHAM5 eine geringere Streubreite aufweisen und keine extremere Trockenheit als bei den beiden CCLM-Modellen prognostiziert wird, ist vermutlich auf die spezielle Definition des Trockenstressindikators $TT40_{-1}$ und den statistischen Ansatz von WettReg2010 zurückzuführen. Der Indikator

TT40₋₁ wird erst bei extrem trockenen Verhältnissen wirksam, wenn der relative Bodenwassergehalt einen Grenzwert von 40 % der nFK unterschreitet. Bei WettReg2010/ECHAM5 ergeben sich zwar im Durchschnitt der gesamten Vegetationsperiode, wie sie bei mETrel Verwendung findet (vgl. Anhang 14), zwischen 2071 und 2100 deutlich trockenere Bedingungen als bei den CCLM-Modellen, jedoch sind aufgrund des statistischen Modellansatzes gleichzeitig die Extremjahre weniger deutlich ausgeprägt.

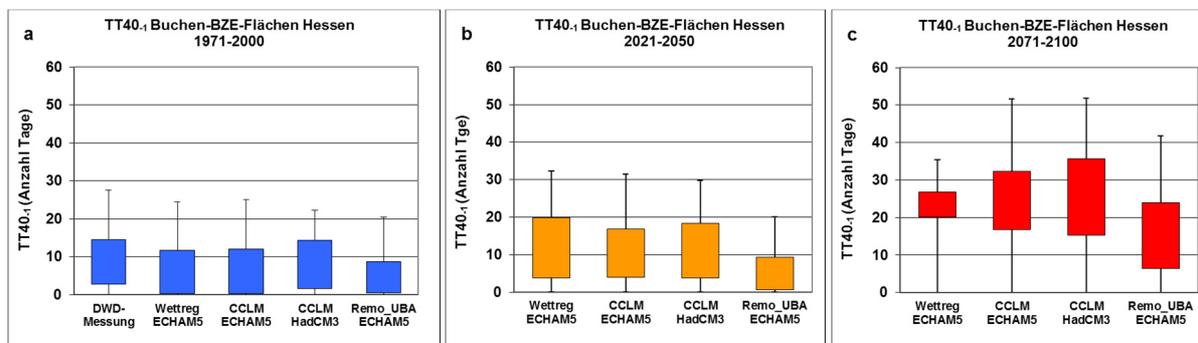


Abbildung 33: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40₋₁) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100.

Um eine konkretere Vorstellung über die Entwicklung des für die Zukunft prognostizierten Trockenstressrisikos zu erhalten, wird in Abbildung 34 die 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit der drei aus der KWB₋₁+nFK abgeleiteten Trockenstressrisikostufen für die vier Klimamodelle gegenübergestellt. Dargestellt sind Medianwerte der 55 untersuchten Buchen-BZE II-Standorte als Mittelwerte verschiedener Klimaperioden. Für die Vergangenheit sind dabei neben den sich aus der Anwendung der Klimamodelle ergebenden Werten als Vergleichsgröße die bei Verwendung interpolierter DWD-Messwerte resultierenden Häufigkeiten angegeben.

Gemittelt über die vergangenen 50 Jahre (1963-2012) ergeben sich nahezu identische Ergebnisse wie für die Klimaperiode 1971-2000. Für letztgenannte tritt bei Verwendung der Messwerte in drei Jahren ein geringes und in einem Jahr ein hohes Trockenstressrisiko auf. Die meisten Klimamodelle führen im Vergleich dazu zu einer leichten Unterschätzung des Trockenstressrisikos. Bei WettReg2010/ECHAM5 ergibt sich lediglich ein Jahr mit einem geringen Risiko, bei REMO_UBA/ECHAM5 ein Jahr mit einem geringen und ein Jahr mit einem mittleren Risiko und bei CCLM/ECHAM5 zwei Jahre mit einem geringen und ein Jahr mit einem mittleren Risiko. Lediglich bei CCLM/HadCM3 ergibt sich eine leichte Überschätzung des geringen (5 Jahre) und mittleren Risikos (2 Jahre). Trockenstressrisikojahre sind somit in der Vergangenheit ein äußerst seltenes Phänomen, welches über alle Risikostufen hinweg in der Regel weniger als fünfmal in 30 Jahren vorkommt.

In der Klimaperiode 2011-2040 nimmt die allgemeine Auftrittshäufigkeit von Trockenstress nur unwesentlich zu, wobei es mit Ausnahme von WettReg2010/ECHAM5 zu einer Verschiebung hin zur höchsten Trockenstressrisikostufe kommt.

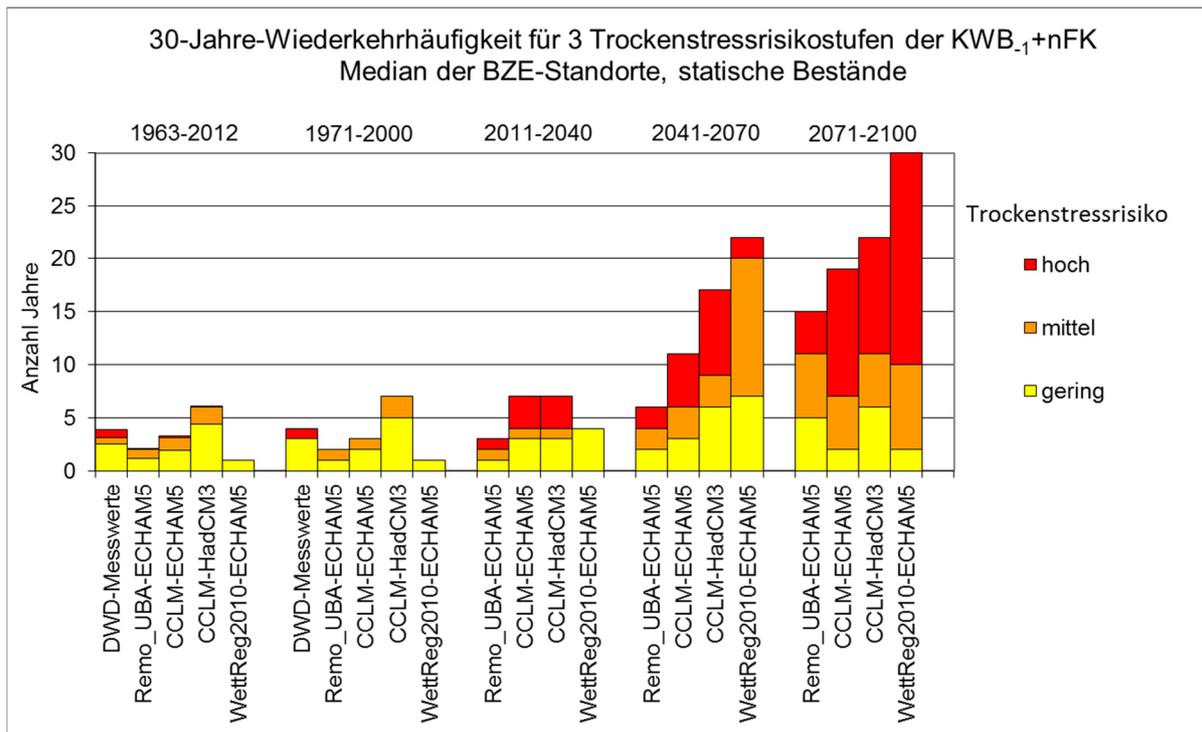


Abbildung 34: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der KWB₁+nFK bei verschiedenen Klimamodellen und Klimaperioden beruhend auf Medianwerten der 55 Buchen-BZE II-Standorte und statischen Beständen. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

In der Klimaperiode 2041-2070 ist meist eine deutliche Häufigkeitszunahme der Trockenstressjahre sowie eine deutliche Differenzierung zwischen den Klimamodellen festzustellen. Während sich bei REMO_UBA/ECHAM5 nur eine geringfügige Zunahme auf sechs Trockenjahre ergibt, steigt deren Anzahl bei CCLM/ECHAM5 auf 11, bei CCLM/HadCM3 auf 17 und bei WettReg2010/ECHAM5 auf 22 Jahre an. Dabei wird bei den beiden CCLM-Varianten allein ein hohes Trockenstressrisiko bereits in fünf bzw. acht Jahren erreicht, während bei WettReg2010/ECHAM5 überwiegend ein Auftreten der mittleren Risikostufe (in 13 Jahren) zu beobachten ist.

In der Klimaperiode 2071-2100 erhöht sich die Auftretshäufigkeit von Trockenstress bei allen Klimamodellen noch einmal deutlich. Bei REMO_UBA/ECHAM5 tritt Trockenstress insgesamt 15-mal, bei CCLM/ECHAM5 19 mal, bei CCLM/HadCM3 22 mal und bei WettReg2010/ECHAM5 schließlich sogar 30-mal auf. Bei REMO_UBA verteilt sich dabei das Auftreten relativ gleichmäßig auf alle drei Risikostufen, während bei den übrigen Klimamodellen überwiegend die höchste Risikostufe erreicht wird. So führen die CCLM-Modelle zu 11 bzw. 12 Jahren und WettReg2010/ECHAM5 zu 20 Jahren mit hohem Trockenstressrisiko.

Tritt Trockenstressrisiko in mehreren aufeinanderfolgenden Jahren auf, kann dies zu direkten Schädigungen der Baumphysiologie führen. Gleichzeitig nimmt das Risiko einer indirekten Schädigung der Bäume durch Schädlingsbefall zu. Diese Vorgänge können zu einer starken Erhöhung des Absterberisikos der Bäume beitragen (BIGLER et al. 2006, EICHORN et al. 2008). Neben dem generellen Auftrettsrisiko von Trockenstressjahren sollte daher zusätzlich das Augenmerk auf die Entwicklung der Häufigkeit direkt aufeinanderfolgender Trockenstressrisikojahre gelegt werden. Analog zu Abbildung 34 ist daher in Abbildung 35 die 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit der drei aus der KWB₁+nFK abgeleiteten Trockenstressrisikostufen dargestellt,

jedoch bezogen auf die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren. Auf die Vergangenheit bezogen zeigen die Resultate, dass zwischen 1963 und 2012 ein solches Ereignis basierend auf den DWD-Messwerten überhaupt nicht stattgefunden hat und lediglich bei Anwendung des Klimamodells CCLM/HadCM3 zwei solcher Doppeljahre mit einem geringen Trockenstressrisiko auftreten. Auch in der Klimaperiode 2011-2041 ist das Phänomen nahezu inexistent, da lediglich bei zwei Klimamodellen und auch hier nur als einmaliges Ereignis zwei aufeinanderfolgende Trockenstressrisikojahre zu verzeichnen sind. Erst in den Perioden 2041-2070 und 2071-2100 nimmt die Wiederkehrhäufigkeit doppelter Trockenstressrisikojahre deutlich zu, wobei die generellen Unterschiede zwischen den Klimamodellen vergleichbar sind wie bei Betrachtung der Einzeljahre. 2041-2070 treten je nach Klimamodell ein bis 18 Doppeljahre auf, welche etwa zur Hälfte im Bereich der geringen Risikostufe liegen, während nur bei CCLM/HadCM3 in zwei Fällen die höchste Risikostufe erreicht wird. 2071-2100 schließlich steigt die Wiederkehrhäufigkeit auf acht bis 30 an, wobei mehrheitlich ein mittleres bis hohes Risiko erreicht wird.

Die Resultate machen deutlich, dass das Auftreten mehrerer direkt aufeinanderfolgender Trockenstressjahre in den vergangenen Jahrzehnten ein nahezu unbekanntes Phänomen darstellte, welches jedoch vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels bis 2100 in seiner Wiederkehrhäufigkeit sehr deutlich zunehmen könnte. Trotz der Tatsache, dass das Mortalitätsrisiko für die Buche in Hessen nach den Monitoringergebnissen der vergangenen 30 Jahre als sehr gering einzustufen ist (vgl. Abbildung 19, DAMMANN et al. 2009), muss daher auch für die hessischen Buchenwälder in der Zukunft mit einer deutlichen Zunahme des trockenstressinduzierten Absterberisikos gerechnet werden, wie es in der Vergangenheit bereits am Rand des natürlichen Verbreitungsareals der Buche (MANNINGER et al. 2011, vgl. auch Kapitel 4.2.2) sowie infolge des Trockenjahres 1976 in Hessen beobachtet wurde.

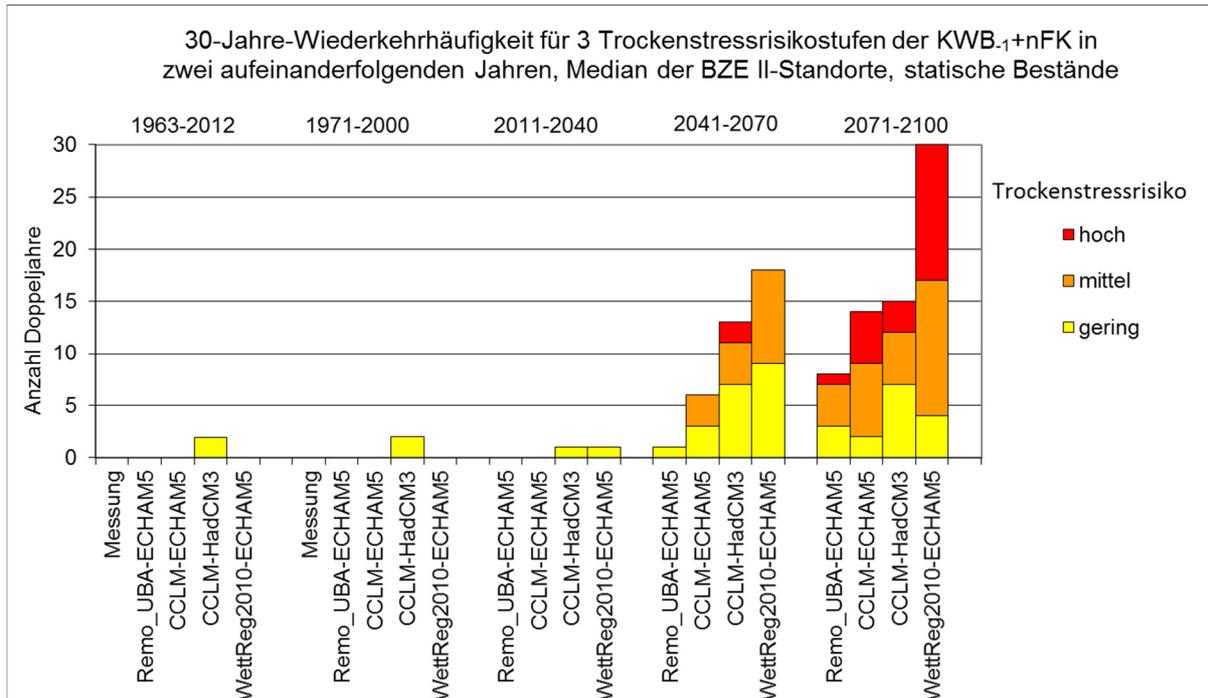


Abbildung 35: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der KWB₋₁+nFK in zwei aufeinanderfolgenden Jahren bei verschiedenen Klimamodellen und Klimaperioden, beruhend auf Medianwerten der 55 Buchen-BZE II-Standorte und statischen Beständen. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Auftretshäufigkeit von Trockenstressrisikojahren bis 2100 bei allen vier Klimamodellen deutlich ansteigen wird, wobei zwischen den Modellen große Unterschiede zu beobachten sind. Während 1971-2000 in der Regel weniger als fünf Trockenstressrisikojahre vorkommen und maximal ein Jahr ein hohes Trockenstressrisiko aufweist, steigt 100 Jahre später die Auftretshäufigkeit von Risikojahren auf 15 bis 30 an und die höchste Risikostufe wird dabei vier bis 20 mal erreicht. Somit ist zum Ende des 21. Jahrhunderts alle ein bis zwei Jahre mit dem Auftreten von Trockenstressrisikojahren zu rechnen, wobei alle 1,5 bis 7,5 Jahre ein hohes Trockenstressrisiko zu erwarten ist. Bei Verwendung des Klimamodells REMO_UBA/ECHAM5 ergeben sich langfristig gesehen die deutlich feuchtesten Bedingungen, bei WettReg2010/ECHAM5 sind diese am trockensten. Bei Verwendung der beiden CCLM-Modelle sortieren sich die Resultate zwischen diesen Extremen ein und unterscheiden sich langfristig nur geringfügig voneinander. Für weitere Auswertungen hinsichtlich der regionalen Verteilung des Trockenstressrisikos und des Einflusses forstlicher Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos wird das Modell CCLM/ECHAM5 verwendet, weil dieses eine mittlere Position im Spektrum der verwendeten Klimamodelle einnimmt und bezüglich der Auftretshäufigkeit von Trockenstress in der Vergangenheit am besten mit den auf der Anwendung der DWD-Messwerte beruhenden Ergebnissen korrespondiert. Das Phänomen des Auftretens mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge war in den vergangenen Jahrzehnten nahezu unbekannt, könnte jedoch bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu einem üblichen, regelmäßigen Ereignis werden und zu einem starken Anstieg des Mortalitätsrisikos der Buche in Hessen führen.

4.3.2 Vergleich verschiedener Regionen

Einen ersten Eindruck von der räumlichen Verteilung der Entwicklung der Wasserverfügbarkeit hessischer Buchenwälder gewinnt man durch die Gegenüberstellung von Trockenstressindikatoren an den 55 Buchen-BZE II-Standorten für die Klimaperioden 1971-2000 und 2071-2100 in Kartenform. Alle in diesem Kapitel gezeigten Daten sind dabei ausgehend von einer statischen Bestandesentwicklung und unter Verwendung des Klimamodells CCLM/ECHAM5 berechnet worden.

Für die KWB_{-1+nFK} (Abbildung 36) ergibt sich für den Zeitraum 1971-2000 an den BZE II-Standorten durchschnittlich ein Wert von 73 mm. Mit gut 70 % weist eine deutliche Mehrheit der Standorte eine positive KWB_{-1+nFK} auf, 15 % erreichen sogar Werte von mehr als 200 mm. Nur knapp 30 % der Standorte liegen im negativen Wertebereich, ohne jedoch ein hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit als kritisch einzustufendes Niveau zu erreichen. Standorte mit einer negativen KWB_{-1+nFK} sind häufig im Randbereich des Taunus, Odenwald und Spessart in Südhessen zu finden, was sich durch eine Kombination vergleichsweise höherer Temperaturen in Südhessen sowie niedriger nFK-Werte der skelettreicheren Mittelgebirgsböden erklären lässt. Blickt man 100 Jahre in die Zukunft (Abbildung 36), ergibt sich eine deutliche Verschiebung des Niveaus der KWB_{-1+nFK} , denn der langjährige Mittelwert für den Zeitraum 2071-2100 liegt im Durchschnitt aller BZE-Standorte bei nur -213 mm und damit fast 300 mm niedriger. Nur noch ein Standort am Nordrand Hessens erreicht eine positive Bilanz, während bei mehr als der Hälfte aller BZE-Punkte ein Niveau von -200 mm unterschritten wird. In Südhessen trifft dies sogar auf alle Buchenstandorte zu.

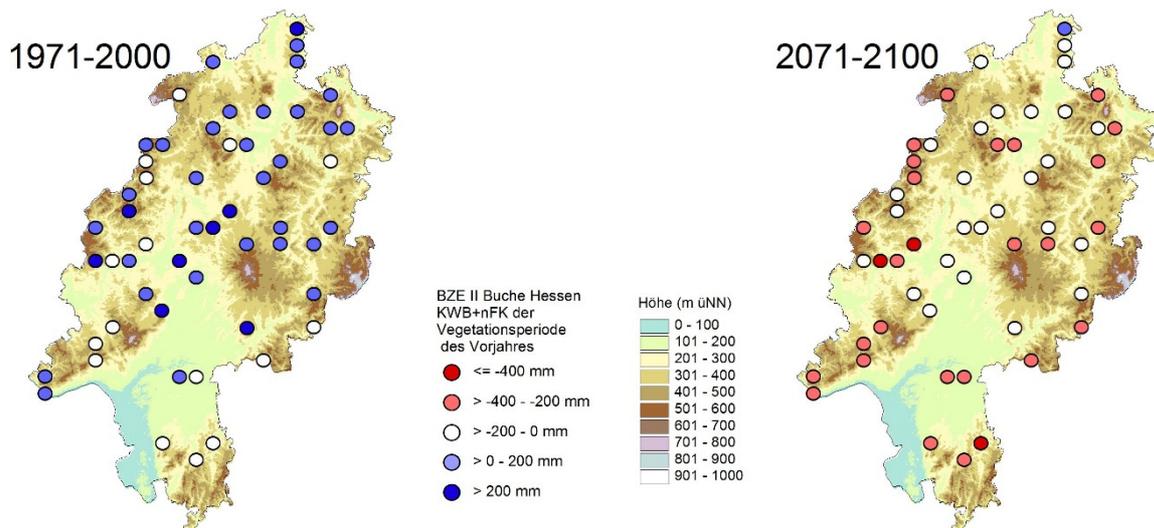


Abbildung 36: Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB₋₁+nFK) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5) für die Klimaperioden 1971-2000 und 2071-2100.

Für die Bodenwasserverfügbarkeit ergeben sich unter Verwendung des Trockenstressindicators TT40₋₁ (Abbildung 37) als langjähriger Durchschnitt zwischen 1971 und 2000 gemittelt über alle Buchen-BZE II-Standorte sechs Trockentage in der Vegetationsperiode. An mehr als 2/3 aller Standorte sind weniger als acht Trockentage zu verzeichnen, mehr als 25 Trockentage weist dagegen nur ein einziger, am Nordrand des Odenwaldes gelegener Standort auf. Für den Zeitraum 2071-2100 (Abbildung 37) steigt die durchschnittliche Anzahl der Trockentage im Mittel aller Buchen-BZE II-Standorte deutlich auf 23 an. An fast der Hälfte aller Standorte ergeben sich hierdurch im Mittel mehr als 25 Trockentage und an vier Standorten sogar mehr als 40 Trockentage. Diese Extremstandorte befinden sich am Übergang vom Odenwald in das Rhein-Main-Tiefeland sowie vom Westerwald in das Gießener Becken. Geringe Niederschläge im Lee des Westerwaldes und die hohen Temperaturen in der Rhein-Main-Ebene können hier in Kombination mit einem generell geringen Bodenwasserspeichervermögen als mögliche Ursachen für die häufige Bodentrockenheit angeführt werden. Trotz der allgemein deutlichen Zunahme der Bodenaustrocknung weisen mehr als 20 % aller BZE-Punkte weiterhin weniger als acht Trockentage auf. Das Bodenwasserspeichervermögen an diesen Standorten ist so groß, dass trotz eines deutlichen Anstiegs der klimatischen Trockenheit hier keine Zunahme der Trockentage erfolgt. Mit einer Ausnahme im Spessart schließen diese BZE-Punkte genau diejenigen Standorte mit ein, an welchen bereits in den vergangenen Jahrzehnten selbst in extremsten Trockenjahren nie mehr als 7 Trockentage zu beobachten waren (vgl. Anhang 7).

Basierend auf den geschilderten Beobachtungen hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Wasserverfügbarkeit, wurde Hessen für die weitere Auswertung des Trockenstressrisikos in drei Regionen unterteilt. Neben der Geographischen Breite und der Höhenlage orientiert sich die Einteilung dabei auch an den für Hessen unterschiedenen Wuchsgebieten (GRUNDMANN 2012). Die Lage der Regionen ist der Karte in Abbildung 38 zu entnehmen. Unterschieden werden das nordhessische Bergland, welches sowohl Westerwald, Rothaargebirge, Kellerwald, Habichtswald und Reinhardswald in Nordwesthessen, als auch Vogelsberg, Rhön, Knüllgebirge, Hoher Meißner und Kaufunger Wald in Nordosthessen umfasst, das Südhessische Bergland mit Taunus, Odenwald, Spessart und Hessischem Landrücken sowie das Rhein-Main-

Gebiet mit weiteren hessischen Beckenlandschaften wie Wetterau, Gießener Becken, Amöneburger Becken und Westhessische Senke.

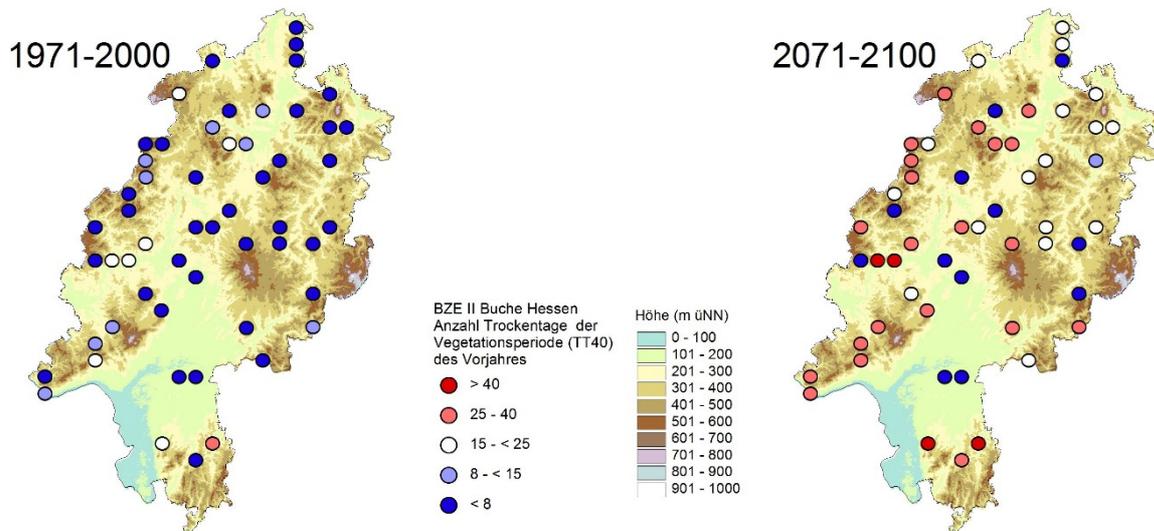


Abbildung 37: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40₋₁) der 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5) für die Klimaperioden 1971-2000 und 2071-2100.

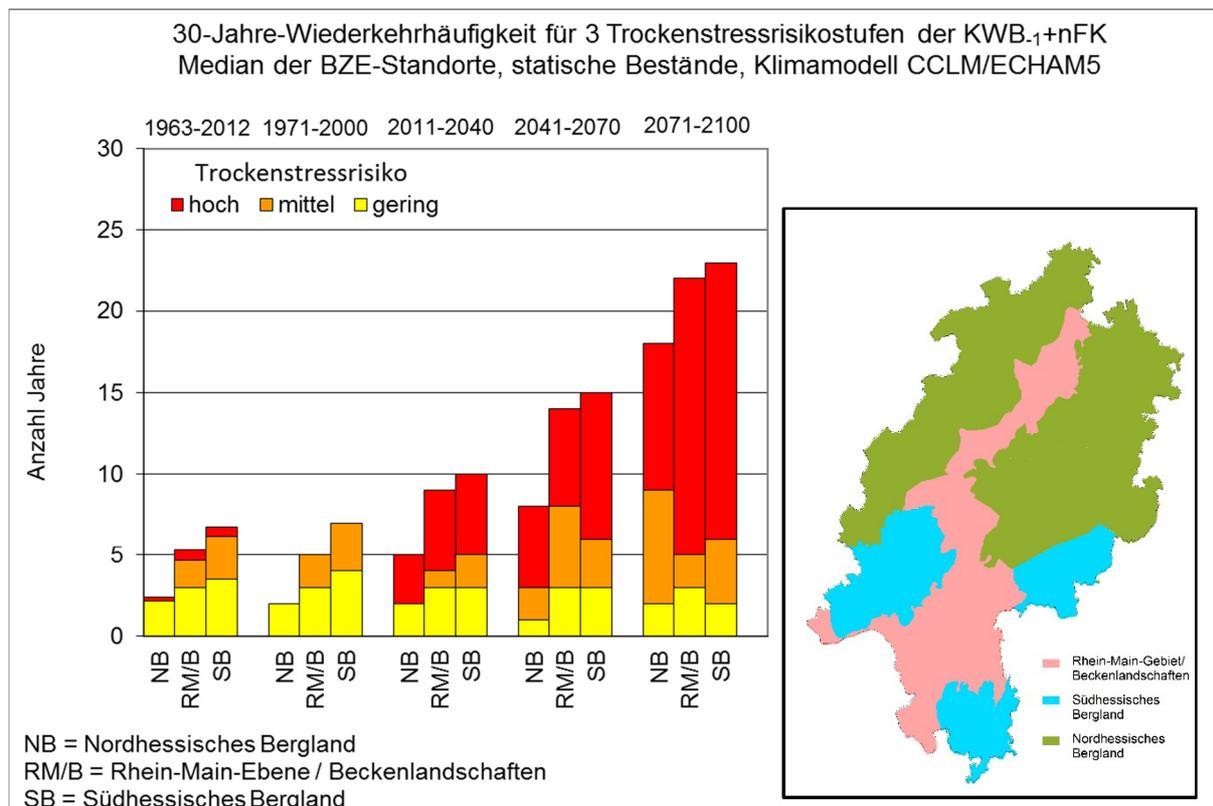


Abbildung 38: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der $KWB_{-1}+nFK$ beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (statische Bestände, Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich verschiedener Regionen und Klimaperioden. Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

In Abbildung 38 sind die 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeiten der aus der KWB_{-1+nFK} abgeleiteten Trockenstressrisikostufen (Kapitel 4.2.5) als Medianwerte der Buchen-BZE II-Standorte und getrennt nach Regionen dargestellt. Wie bereits in Kapitel 4.3.1 beschrieben steigt die Anzahl der Trockenstressrisikojahre zwischen 1971-2000 und 2071-2100 deutlich von zwei bis sieben auf 18 bis 23 an. In allen dargestellten Klimaperioden ist die Wiederkehrhäufigkeit von Trockenstress im Nordhessischen Bergland mit Abstand am geringsten. Die Regionen Rhein-Main-Gebiet/Beckenlandschaften und Südhessisches Bergland weisen in allen Klimaperioden eine ähnliche Häufigkeit von Trockenstressjahren auf, mit einem leicht höheren Trockenstressrisiko für das Südhessische Bergland. Bis zur Klimaperiode 2041-2070 ist an den BZE-Standorten im Nordhessischen Bergland die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Trockenstressrisikojahren immer nur etwa halb so hoch wie in den beiden anderen Regionen. 2071-2100 wird der relative Unterschied mit 18 zu 22 bzw. 23 Jahren zwar deutlich geringer, aber bezogen auf die höchste Trockenstressrisikostufe ist auch hier die Wiederkehrhäufigkeit im nordhessischen Bergland nur knapp halb so hoch (9 und 17 Jahre). Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Nordhessischen Bergland nur die Hälfte der Trockenstressrisikojahre in die höchste Risikostufe fallen, während deren Anteil in den anderen Regionen bei etwa 75 % liegt.

Zusammenfassend ist für das Nordhessische Bergland ein deutlich geringeres Trockenstressrisiko gegenüber den Regionen Südhessisches Bergland und Rhein-Main-Gebiet/Beckenlandschaften zu beobachten. Bis zur Klimaperiode 2041-2070 gilt dies vor allem für die Wiederkehrhäufigkeit von Trockenstressrisikojahren insgesamt, 2071-2100 hingegen für die Häufigkeit des Auftretens der höchsten Risikostufe. Vergleichsweise hohe Niederschlagssummen in Kombination mit geringen Temperaturen sind dabei maßgeblich für das geringere Trockenstressrisiko im Nordhessischen Bergland. Die Standorte der Beckenlandschaften und Ebenen weisen zwar meist ein höheres Wasserspeichervermögen der Böden auf, bedingt durch ihre geringe Höhenlage, der niederschlagsgeschützten Leelage der mittel- und nordhessischen Beckenzonen und den in Südhessen höheren Temperaturen ist ihre Wasserverfügbarkeit insgesamt jedoch deutlich geringer. Für die Standorte im Südhessischen Bergland führen vor allem die skelettreichen Böden in Verbindung mit den höheren Temperaturen Südhessens trotz der gebirgslagenbedingt relativ hohen Niederschläge zu vergleichsweise trockenen Standortbedingungen.

4.3.3 Einfluss forstlicher Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos

Bei den bisherigen Auswertungen zur zukünftigen Entwicklung des Trockenstressrisikos für hessische Buchenwälder wurde die Bestandesentwicklung an den untersuchten Buchen-BZE II-Standorten nicht berücksichtigt, um gezielt die Auswirkung der durch die Klimamodelle prognostizierten Klimaänderungen betrachten zu können. Um jedoch ein realistisches Bild der Trockenstressentwicklung für die Buchenwälder an den untersuchten BZE II-Standorten zu erhalten, wird nachfolgend eine als Hauptnutzungs bezeichnete, an der hessischen Waldbaufibel orientierte Bestandesentwicklung berücksichtigt, welche sowohl Durchforstungsmaßnahmen, als auch die Endnutzung der Bestände beinhaltet (vgl. Kap. 3.1).

Um den Einfluss der forstlichen Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos beurteilen zu können, zeigen Abbildung 39 und Abbildung 40 die Ergebnisse für den Trockenstressindikator KWB_{-1+nFK} zum einen für statische Bestände, zum anderen für eine dynamische Bestandesentwicklung unter Anwendung der Hauptnutzung als Zeitreihen für den Zeitraum 1963-2100. Dargestellt sind jeweils die Medianwerte der 55 Buchen-BZE II-Standorte unter Verwendung des Klimamodells CCLM/ECHAM5. Auch für die Vergangenheit basieren somit - wie schon in Kap. 4.3.2 - die Ergebnisse nicht auf interpolierten DWD-Werten, sondern

Klimamodelldaten. Farblich hervorgehoben sind die Jahre, in welchen ein geringes, mittleres oder hohes Trockenstressrisiko besteht (vgl. Kapitel 4.2.5).

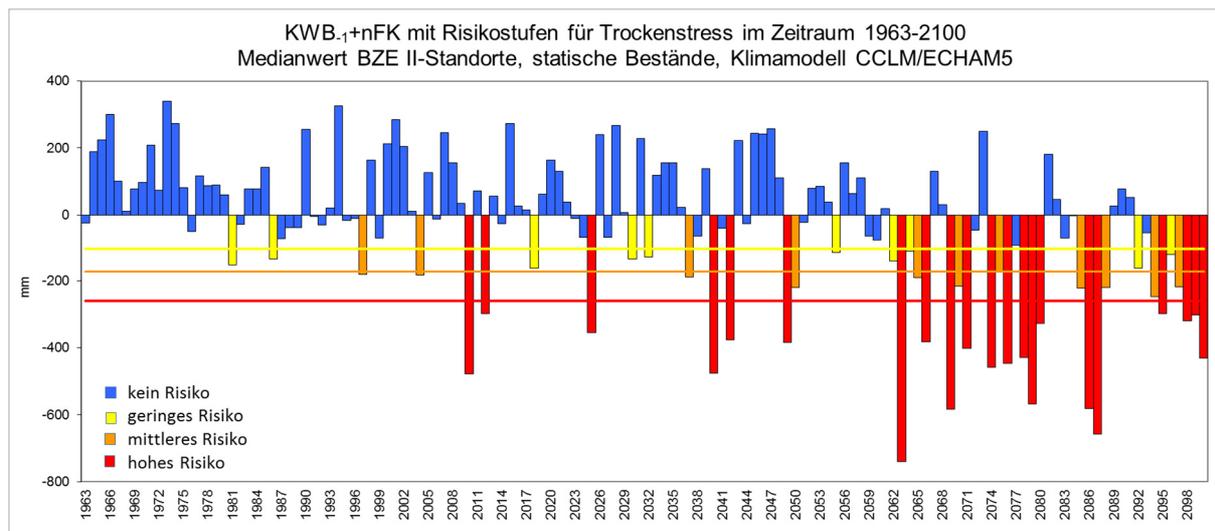


Abbildung 39: Zeitreihe der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte bei statischen Beständen (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Trockenstressrisikojahre sind farblich hervorgehoben.

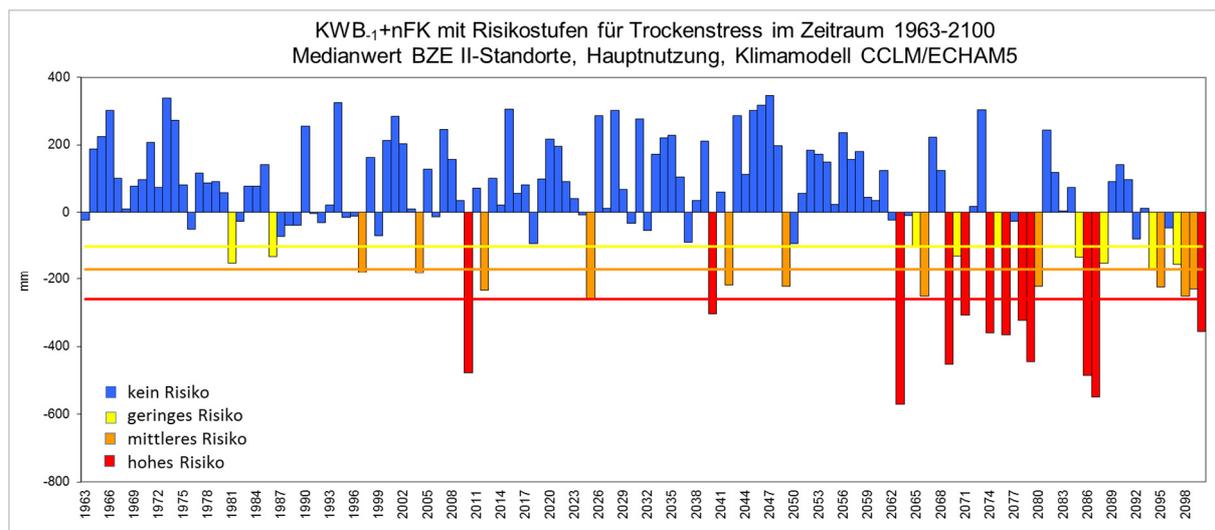


Abbildung 40: Zeitreihe der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) von 1963 bis 2100 als Medianwerte der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte bei Hauptnutzung (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Trockenstressrisikojahre sind farblich hervorgehoben.

Bei beiden Zeitreihen ist eine deutliche Zunahme des Trockenstressrisikos bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu erkennen. Insbesondere ab 2060 nimmt dabei die Häufigkeit von Trockenstressrisikojahren extrem zu. Allerdings zeigen sich auch sehr deutliche Unterschiede hinsichtlich der Häufigkeit und vor allem der Intensität des prognostizierten Trockenstressrisikos, welche bei der Hauptnutzung geringer sind. Um die Größenordnung dieser Unterschiede besser fassen zu können, sind in Abbildung 41 die jeweiligen Auftrittshäufigkeiten der drei Trockenstressrisikostufen gegenübergestellt. Bereits in der Klimaperiode 2011-2040 sind klare

Unterschiede erkennbar. Während bei den statischen Beständen in sieben Jahren Trockenstress auftritt, ist dies bei der Hauptnutzung nur in drei Jahren der Fall. Dabei tritt bei der Hauptnutzung auch nur einmal ein hohes Risiko auf, bei den statischen Beständen hingegen dreimal. In der Periode 2041-2070 steigt die Häufigkeit von Trockenstressjahren bei den statischen Beständen auf 11 an, bei der Hauptnutzung sind es sieben. Dabei wird bei den statischen Beständen allein die höchste Risikostufe bereits in fünf Jahren erreicht, bei der Hauptnutzung hingegen nur in zwei Jahren. In der Periode 2071-2100 schließlich nimmt das Trockenstressrisiko wie bereits erwähnt bei beiden Varianten der Bestandesentwicklung sehr deutlich zu, wobei mit 19 bzw. 17 Jahren ein vergleichbares Niveau hinsichtlich der Gesamtzahl an Trockenstressjahren resultiert. Allerdings tritt ein hohes Trockenstressrisiko bei den statischen Beständen in 12 Jahren auf, während diese Stufe bei der Hauptnutzung nur in acht Jahren erreicht wird. Die Unterschiede zwischen beiden Bestandesvarianten verringern sich zwischen 2011 und 2100 zunehmend, da die für die Unterschiede vorrangig verantwortliche Endnutzungsphase bei vielen Beständen bereits zu Beginn des betrachteten Zeitraums eintritt, während am Ende des Jahrhunderts nur wenige Bestände die Endnutzungsphase erreichen.

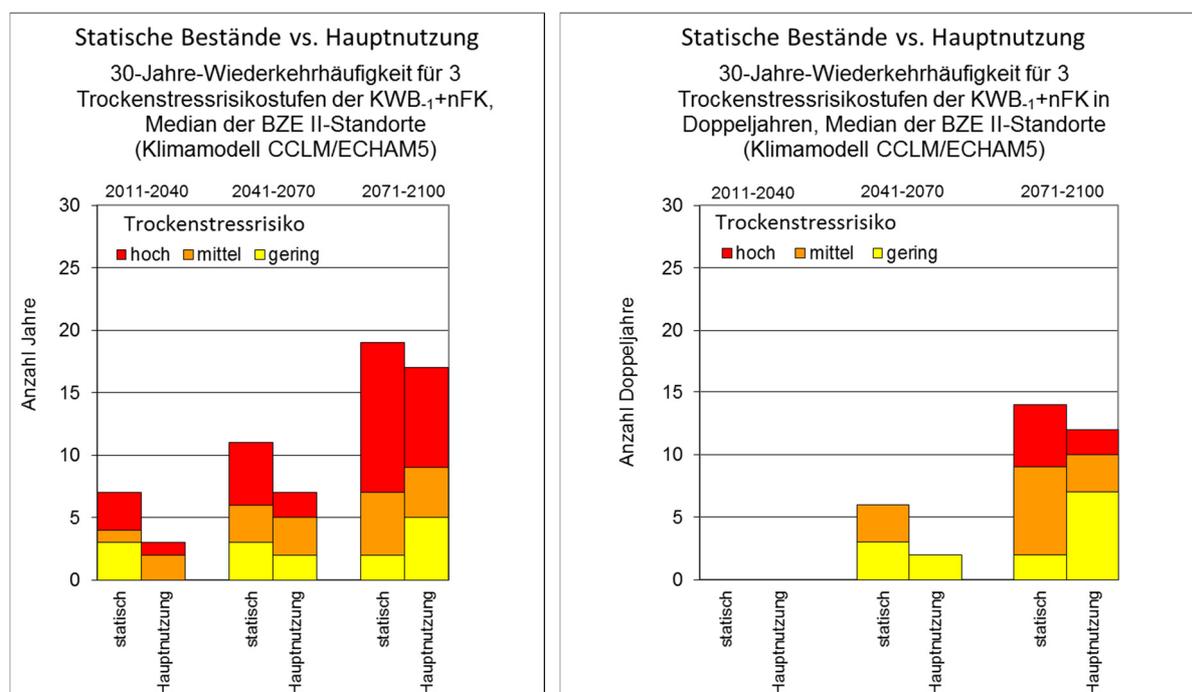


Abbildung 41: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB₋₁+nFK) beruhend auf Medianwerten der Buchen-BZE II-Standorte (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischen Beständen und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

Bezüglich der Wiederkehrhäufigkeit von zwei direkt aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Abbildung 41) ist für die Klimaperiode 2011-2041 festzustellen, dass weder bei den statischen Beständen, noch bei der Hauptnutzung ein solches Ereignis eintritt. In der Periode 2041-2070 treten bei den statischen Beständen insgesamt sechs solcher Doppeljahre auf, bei der Hauptnutzung dagegen nur zwei. Ähnlich wie bei Betrachtung der einzelnen Tro-

ckenstressrisikojahre ergibt sich in der Periode 2071-2100 mit 13 bzw. 11 Jahren eine vergleichbare Häufung an Doppeljahren bei statischen Beständen und der Hauptnutzung. Bei den statischen Beständen kommt dabei allerdings fast ausschließlich ein mittleres bis hohes Trockenstressrisiko vor, während bei der Hauptnutzung das Trockenstressrisiko mehrheitlich nur gering ausgeprägt ist.

Die beschriebenen Unterschiede in der Entwicklung des zukünftigen Trockenstressrisikos zwischen den statischen Beständen und der Hauptnutzung beruhen vornehmlich auf Unterschieden des Blattflächenindex (LAI), da dieser Bestandesparameter eine hochsensible Steuergröße für die Transpiration und damit den Wasserbedarf der Bestände darstellt (vgl. SCHULLA 2014, MONTEITH 1965). Eine den LAI senkende und damit den Wasserbedarf reduzierende Wirkung kann bei der Hauptnutzung im Vergleich zu den statischen Beständen auf zwei Wegen erfolgen. Im mittleren Bestandesalter werden durch die Durchforstungsmaßnahmen regelmäßig Bäume aus dem Bestand entnommen, was zu einer relativ geringen aber stetigen und über Jahrzehnte andauernden Senkung des LAI führt. Wie stark die Durchforstung den Wasserbedarf und damit das Trockenstressrisiko beeinflussen und sogar steuern kann, hat bereits der Vergleich der Trockenstressentwicklung bei verschiedenen Durchforstungsintensitäten an der Versuchsfläche Laubach verdeutlicht (Kapitel 4.2.6).

Ist der Bestand hiebsreif, beginnt die Endnutzung, in welcher der Bestand binnen 25 Jahren komplett abgeerntet und durch einen neu angelegten Bestand ersetzt wird. Hierdurch wird für relativ kurze Zeit der LAI stark abgesenkt, aber auch der heranwachsende Jungbestand weist zunächst einen in Relation zum hiebsreifen Altbestand deutlich geringeren LAI auf.

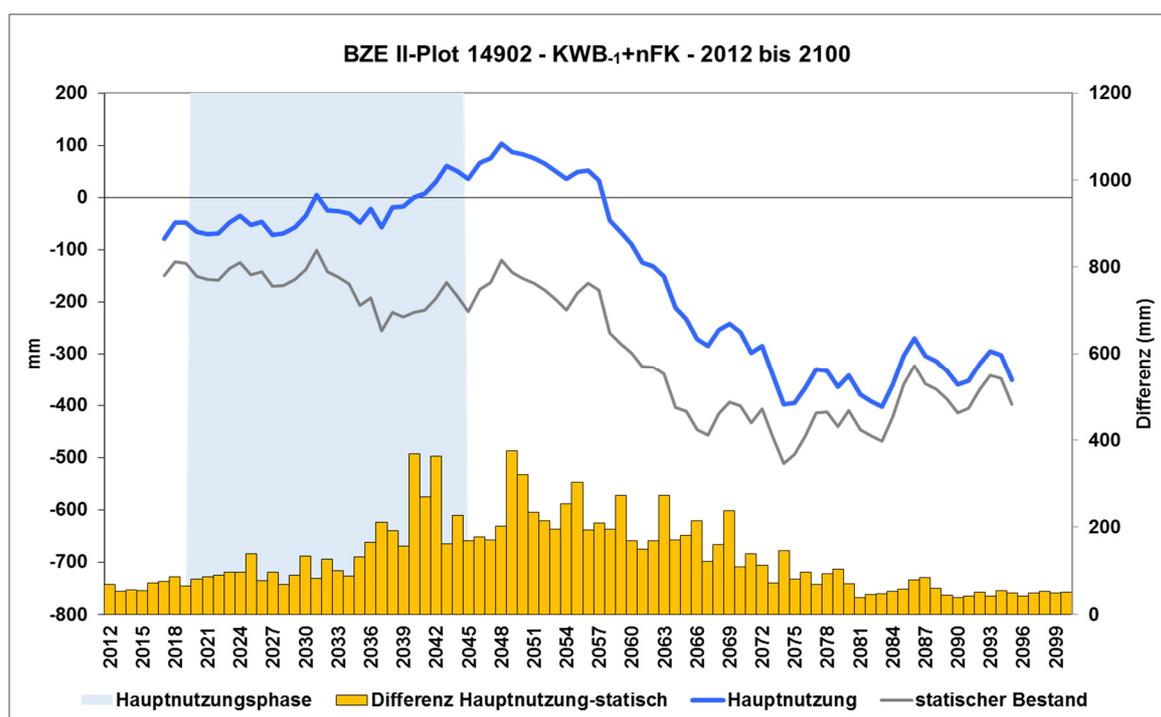


Abbildung 42: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) am BZE II-Standort 14902 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben.

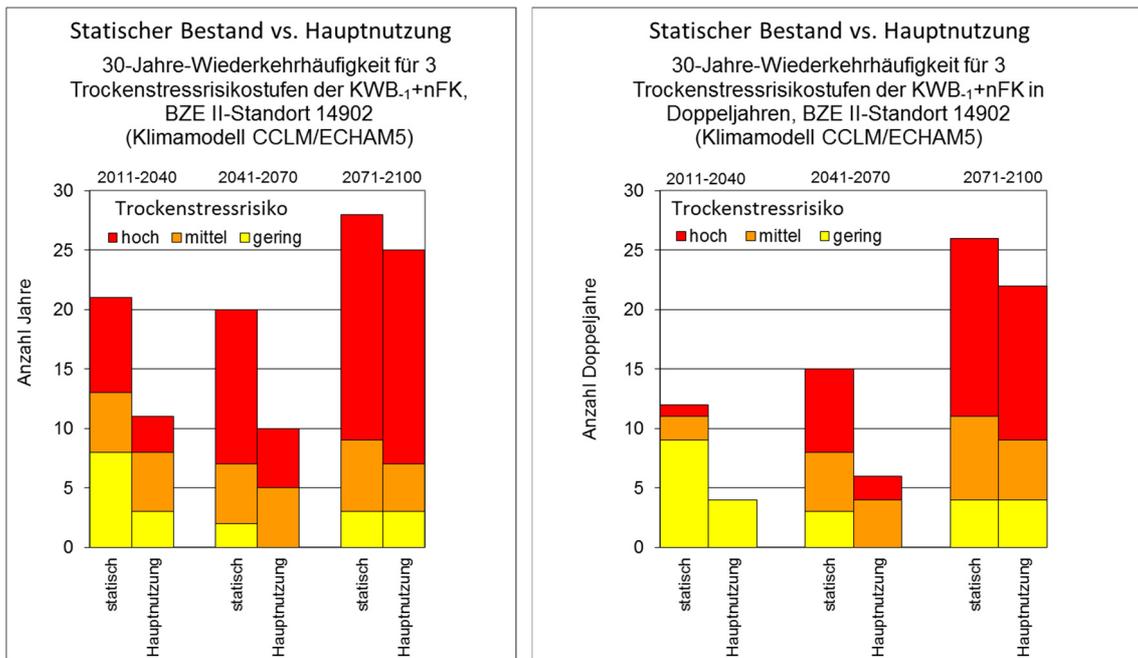


Abbildung 43: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB₋₁+nFK) am BZE II-Standort 14902 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

Um gezielt die Wirkung der Endnutzung auf die Trockenstressentwicklung analysieren zu können, ist eine Betrachtung der über alle BZE-Punkte aggregierten Medianwerte aufgrund des sehr breiten Altersspektrums und eines dementsprechend sehr unterschiedlichen Hiebsreifezeitpunktes ungeeignet. In Abbildung 42 wird daher die Entwicklung der KWB₋₁+nFK für einen einzelnen BZE-Punkt gezeigt. Dieser Standort mit der Nummer 14902 (Tabelle 3) ist klimatisch als eher warm und trocken einzustufen und liegt in der Wetterau am Ostrand des Westerwaldes. Gegenübergestellt sind hier die KWB₋₁+nFK für die Varianten statischer Bestand und Hauptnutzung als gleitender Mittelwert für den Zeitraum 2012 bis 2100, sowie die jährliche Differenz zwischen beiden Varianten. Der zum Zeitpunkt der Aufnahme 175-jährige, gleichaltrige und voll bestockte Buchen-Eichen-Mischbestand wird mit 189 Jahren ab dem Jahre 2020 hiebsreif und bis 2045 vollständig abgenutzt. Bereits am Anfang weist die Hauptnutzungsvariante etwas höhere Werte gegenüber dem statischen Bestandeszustand auf, weil mit dem unmittelbaren Beginn der Nutzungsmodellierung zunächst Bäume aufgrund einer Dichte bedingten Mortalität aus dem Bestand entfernt werden. In der ersten Hälfte der Hauptnutzungsphase bleibt der Vorteil der dynamischen Bestandesentwicklung zunächst konstant bei einem Niveau von etwa 80 bis 100 mm. In der zweiten Hälfte der Endnutzungsphase vergrößert sich die Differenz sogar noch deutlich auf etwa 200 mm und in einzelnen, besonders trockenen Jahren liegt die KWB₋₁+nFK bei der Hauptnutzung sogar fast 400 mm höher. Der Unterschied bleibt auch nach der vollständigen Nutzung des Bestandes noch weitere 25 Jahre nahezu unverändert hoch, da der nachfolgende Jungbestand einen deutlich niedrigeren LAI als der statische Bestand aufweist. Mit zunehmendem Bestandesalter gleicht sich dann bis zum Ende des Jahrhunderts die KWB₋₁+nFK allmählich wieder dem Level des statischen Be-

standes an. Eine Durchforstung setzt bei dem Nachfolgebestand bis 2100 noch nicht ein, lediglich aufgrund einer Dichte bedingten Mortalität scheiden bis zu diesem Zeitpunkt Bäume aus. Die Wiederkehrhäufigkeit der Trockenstressrisikojahre (Abbildung 43) halbiert sich durch die Anwendung der Hauptnutzung in der Klimaperiode 2011-2040 von etwa 20 auf 10 Jahre. Gleiches gilt für die Periode 2041-2070, allerdings ist hier der geringere Wasserbedarf des Jungbestandes der neuen Waldgeneration als Ursache zu nennen. In der Klimaperiode 2071-2100 ergeben sich dagegen hinsichtlich des Trockenstressrisikos infolge des nur noch geringfügig niedrigeren Wasserbedarfs des Nachfolgebestandes und der extremen klimatischen Trockenheit kaum Unterschiede zum statischen Bestand.

Bezüglich des Auftretens zweier aufeinander folgender Trockenstressrisikojahre zeigt sich ein vergleichbares Bild, allerdings reduziert sich deren Wiederkehrhäufigkeit durch die Hauptnutzung in den ersten beiden Klimaperioden noch stärker als bei Betrachtung der Einzeljahre.

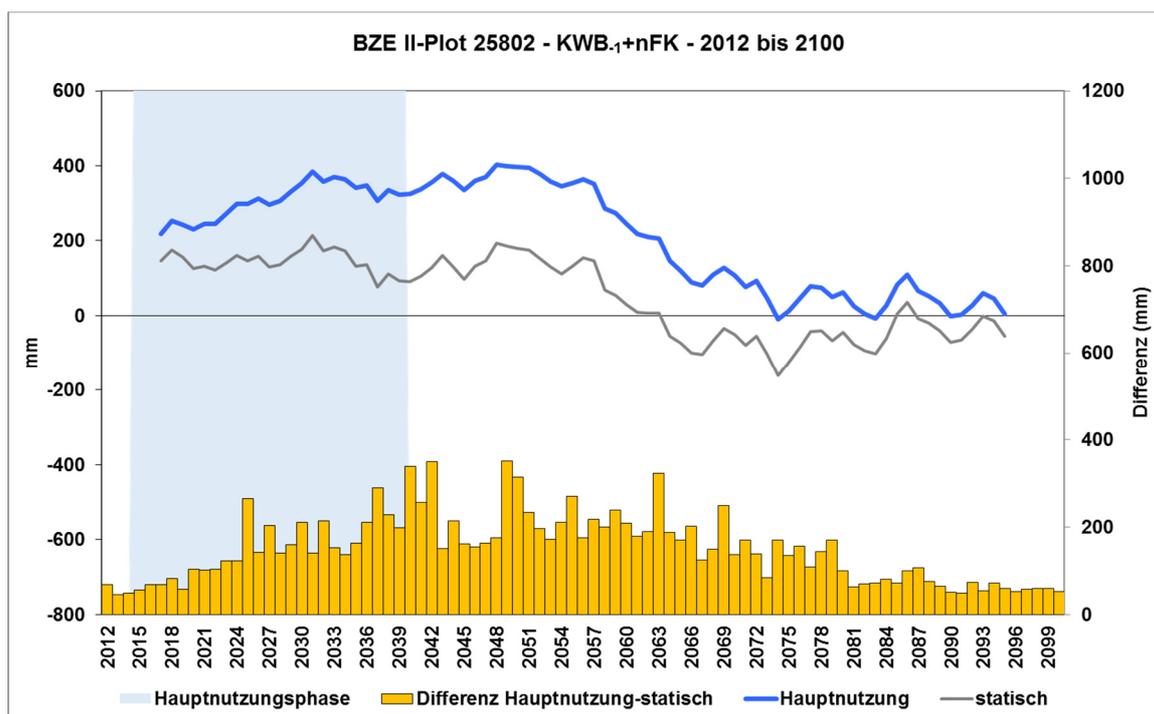


Abbildung 44: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) am BZE II-Standort 25802 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben.

Für den wechselfeuchten, klimatisch etwas feuchteren und kühleren BZE II-Standort 25802 (Tabelle 3) im südlichen Reinhardswald resultieren, abgesehen von dem generell höheren Niveau der $KWB_{-1}+nFK$, hinsichtlich der unterschiedlichen Nutzung vergleichbare Differenzen (Abbildung 44). Der hier aktuell stockende Bestand ist bereits zu Beginn des betrachteten Zeitraums hiebsreif (2015) und durch die Kombination aus Zielstärkennutzung und nachfolgendem Jungbestand liegt die $KWB_{-1}+nFK$ über Jahrzehnte deutlich über dem bei statisch betrachtetem Bestandeszustand erreichten Level. Die Wiederkehrhäufigkeit von Trockenstressrisikojahren (Abbildung 45) kann dabei nicht nur in den ersten 60 Jahren, sondern auch in der Klimaperiode 2071-2100 deutlich gesenkt werden, weil trotz der sich extrem verschärfenden klimatischen Bedingungen der etwas geringere Wasserbedarf des Nachfolgebe-

standes dank der deutlich feuchteren Standortverhältnisse ausreicht, um das Trockenstressrisiko effektiv zu reduzieren. Generell treten aufgrund der feuchteren Standortbedingungen nur etwa halb so viele Trockenstressrisikojahre auf wie am Standort 14902.

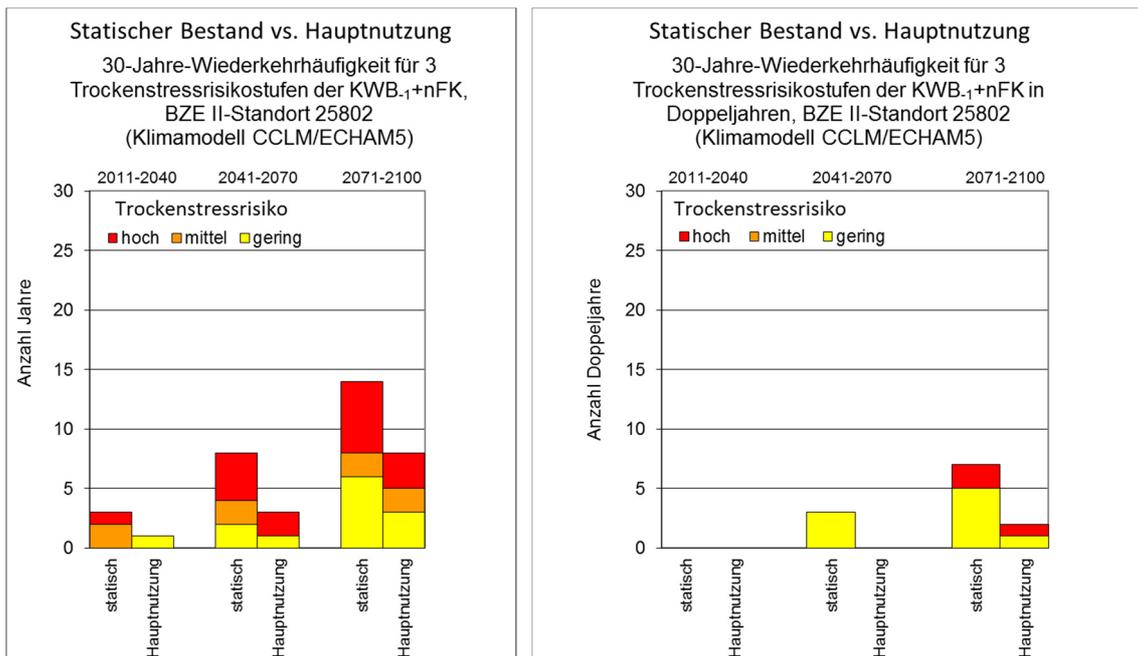


Abbildung 45: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres (KWB_{-1+nFK}) am BZE II-Standort 25802 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

Der BZE II-Standort 18003 (Tabelle 3, Abbildung 46) im Rhein-Main-Gebiet weist klimatisch besonders trockene und warme Verhältnisse auf, der aufstockende Bestand ist heute erst 56- bzw. 71-jährig und gelangt daher erst 2055 in die Hiabsreife. Bis zum Einsetzen der Zielstärkennutzungsphase bei der dynamischen Bestandesentwicklung weisen beide Bestandesvarianten nur sehr geringe Unterschiede hinsichtlich der KWB_{-1+nFK} auf, da aufgrund des nur lichten bis lockeren Bestandesschlusses des Buchen-Hainbuchen-Mischbestandes mit geringen Kiefern- und Eichenanteilen eine intensive Durchforstung nicht erforderlich ist. Somit zeigen sich an diesem Standort auch bezüglich der Wiederkehrhäufigkeit der Trockenstressrisikojahre (Abbildung 47) bis 2070 nur vergleichsweise geringe Unterschiede. Mit dem Einsetzen der Endnutzung gleicht die weitere Entwicklung der der vorhergehend behandelten anderen Standorte ab dieser Phase, wodurch durch eine Zielstärkennutzung bis zum Ende des Betrachtungszeitraums im Jahr 2100 ein deutlich höheres Niveau der KWB_{-1+nFK} bei der dynamischen Bestandesentwicklungsvariante erreicht wird. Auch die Anzahl der Trockenstressrisikojahre (Abbildung 47) reduziert sich erst in der Klimaperiode 2071-2100 deutlich von 24 auf 14.

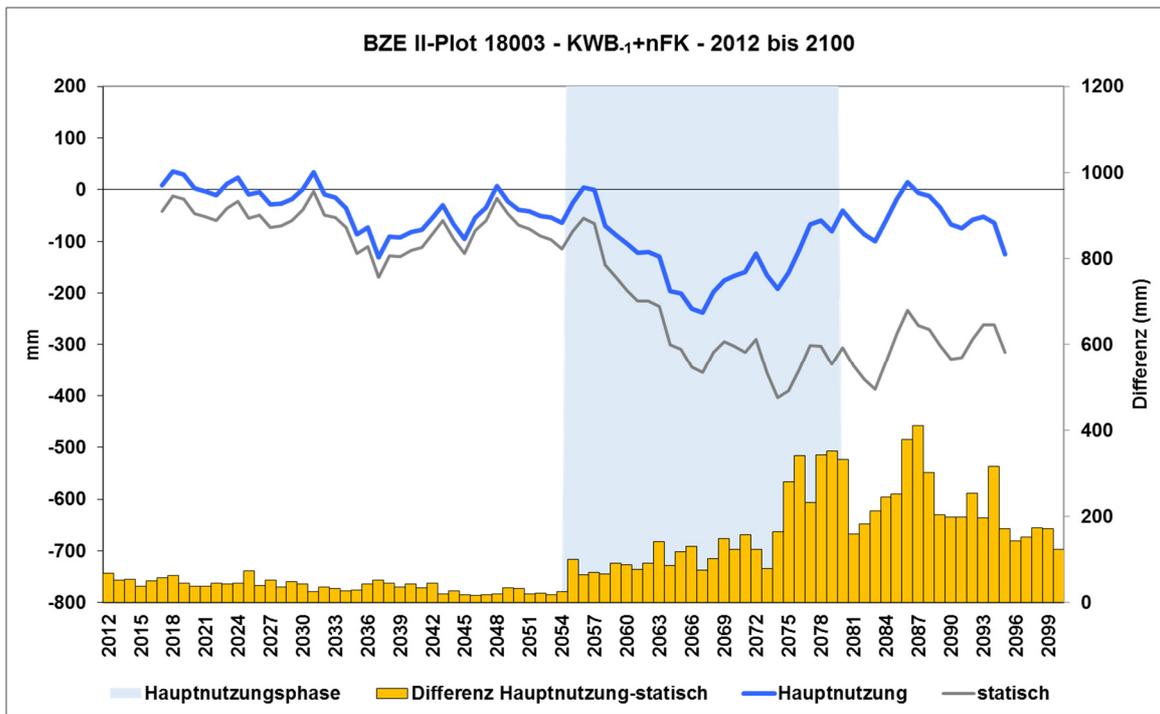


Abbildung 46: Vergleich der Bestandesvarianten „Hauptnutzung“ und „statischer Bestand“ für die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) am BZE II-Standort 18003 im Zeitraum 2012-2100 (Klimamodell CCLM/ECHAM5). Die Zeitreihen sind als gleitender 11-jähriger Mittelwert dargestellt, zusätzlich ist die Differenz (Säulen, rechte Ordinate) zwischen den Bestandesvarianten für jedes Einzeljahr angegeben.

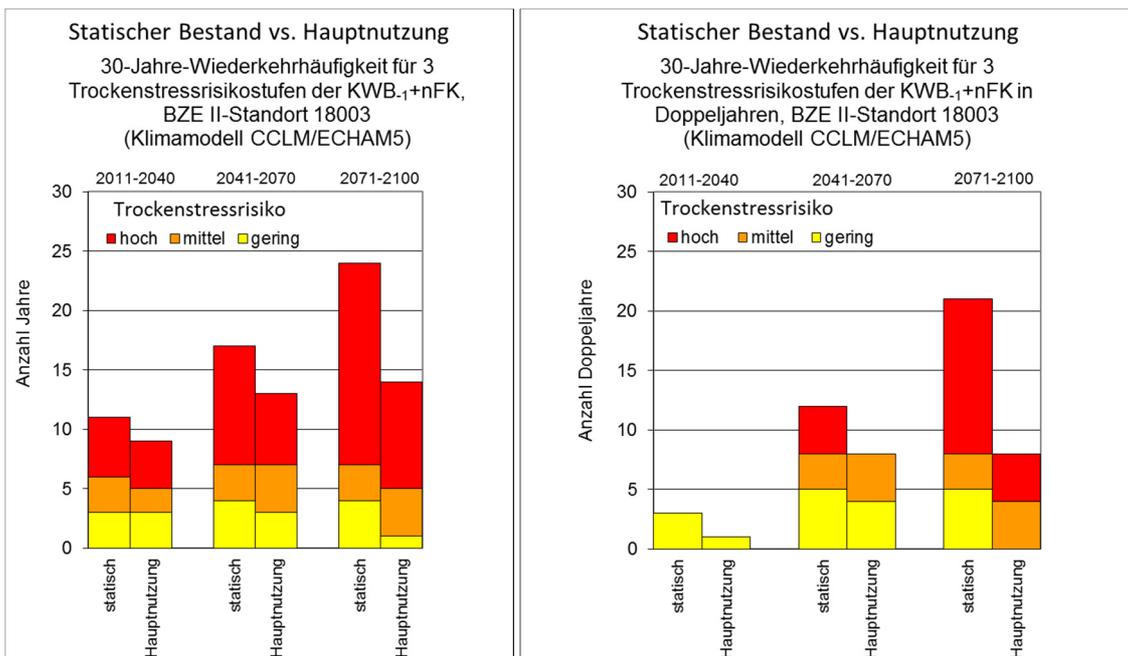


Abbildung 47: 30-Jahre-Wiederkehrhäufigkeit für 3 Trockenstressrisikostufen der Klimatischen Wasserbilanz + nutzbaren Feldkapazität der Vegetationsperiode des Vorjahres ($KWB_{-1}+nFK$) am BZE II-Standort 18003 (Klimamodell CCLM/ECHAM5); Vergleich zwischen statischem Bestand und der Hauptnutzung für verschiedene Klimaperioden. Im linken Diagramm ist die Wiederkehrhäufigkeit einzelner Trockenstressrisikojahre dargestellt, im rechten Diagramm die Wiederkehrhäufigkeit von zwei aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren (Doppeljahre). Trockenstressrisiko: hoch = < -259 mm, mittel = < -169 bis -259 mm, gering = < -100 bis -169 mm.

4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Modellkalibrierung und –validierung und Indikatorenprüfung

Die hessischen Buchenwälder stellen komplexe Ökosysteme dar, deren Reaktion auf witterungsbedingt bzw. klimatisch induzierten Stress zu morphologischen und physiologischen Reaktionen führt. Trotz ihrer standörtlich und waldgeschichtlich bedingten Vielfalt konnten durch die im Rahmen des Projekts vorgenommenen umfangreichen Analysen Muster und Wirkzusammenhänge dieser Reaktionen abgeleitet und in Modellen abgebildet werden.

Anhaltspunkte für die Konzeption wachstumsrelevanter klimatisch-hydrologischer Trockenstressindikatoren lieferte eine detaillierte Vorstudie für die Intensiv-Monitoringfläche Zierenberg. An zeitlich hoch aufgelösten Zuwachsdaten zeigte sich, dass im Trockenjahr 2003 ein deutlicher Zuwachsrückgang nicht eintrat, da wachstumsbegrenzende Trockenstressverhältnisse erst nach Abschluss des Hauptdurchmesserzuwachses der Buche in der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode auftraten. Der in der Literatur zu findende Grenzwert von 40 % des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, bei dessen Unterschreiten der Stammdickenzuwachs zum Erliegen kommt, wurde dabei bestätigt. Bezüglich der relativen Verdunstung führt das Unterschreiten eines Schwellenwertes von 0,6 zu einer Unterbrechung des Durchmesserzuwachses. Der Einfluss der Wasserverfügbarkeit und der Temperatur des Vorjahres auf die Ressourcenallokation des Baumes und die Frucht induzierende Bildung von Blütenknospen sind mögliche Erklärungen für den Zuwachsrückgang im Folgejahr 2004. Das komplexe Wirkungsgeflecht verschiedener klimatisch-hydrologischer Faktoren erfordert zur zutreffenden Modellierung der auftretenden Durchmesserzuwachsrückgänge die Kombination mehrerer Indizes in multiplen Regressionsfunktionen. Von großer Bedeutung ist dabei der zeitliche Bezugsrahmen, welcher neben dem aktuellen Jahr auch die Vorjahre mit einschließt und sowohl die Monatsebene, als auch längere Zeitabschnitte, vor allem die Zuwachs bestimmende frühe Vegetationsperiode sowie ein- oder mehrjährige Mittelwerte bzw. Summen berücksichtigen muss.

Die Verwendung der als aussagekräftig identifizierten komplexeren klimatischen Indizes, die das Bodenwasser einbeziehen, erfordert punktbezogene Wasserhaushaltsmodellierungen. Hierfür fand im Rahmen des Projektes das Wasserhaushaltsmodell WaSiM (SCHULLA 2014) Anwendung. Für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells werden neben den Klimadaten und Bodenparametern Bestandesparameter wie der Blattflächenindex (LAI), der Überschirmungsgrad und die Bestandeshöhe benötigt. Auf Basis waldwachstumskundlicher Inventurdaten wurden mittels des positionsabhängigen Einzelbaumwuchsmodells WaldPlaner (HANSEN 2011) Modellbestände für 13 Buchen-Intensiv-Monitoringflächen sowie die 55 BZE II-Standorte mit aktueller Buchenbestockung zu bestimmten Stichjahren virtuell aufgebaut. In einem zweiten Schritt erfolgte die Rekonstruktion des Bestockungszustandes an diesen BZE II-Standorten und Intensiv-Monitoringflächen im Jahre 1960 sowie die dynamische Abbildung der Bestandesentwicklung bis 2010. Für sieben Intensiv-Monitoringflächen wurde die Bestandesentwicklung zusätzlich bis zu deren Bestandesbegründung zwischen 1875 und 1910 retrospektiv analysiert. Die Abweichung der simulierten Durchmesser von den gemessenen Durchmessern liegt gemittelt über alle Intensiv-Monitoringflächen bei $\pm 1,4$ cm. Die geringe Abweichung belegt, dass die Bestände für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells hinreichend genau rekonstruiert und fortgeschrieben werden konnten.

Klimadaten für den Antrieb des Wasserhaushaltsmodells WasSiM wurden mittels modellinterner Interpolationsmethoden von den Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und des Klimamodells WettReg2010/ECHAM5 bzw. den Rastermittelpunkten der dynamischen Klimamodelle auf die Zielstandorte übertragen. Als Kalibrierperiode für das hydrologische Modell diente der Zeitraum 1996 (für einige Flächen ab 1998) bis 2005. Von allen Intensiv-Monitoringflächen wurde die gemessene Jahressumme des Niederschlags mit den über das hydrologische Modell regionalisierten Werten der DWD-Stationen verglichen. Als zweite Kalibriergröße wurde die sich aus der Differenz der gemessenen Freiland- und Bestandesniederschläge ergebende Interzeption verwendet. Sowohl die Simulation des Niederschlags auf Basis jährlicher Niederschlagssummen (Bestimmtheitsmaß 0,9) als auch die Simulation der Interzeption kann als zutreffend bewertet werden. Unter Verwendung des kalibrierten Modells wurde der Wasserhaushalt für alle Buchen-Intensiv-Monitoringflächen mit vorliegenden Jahrringzeitreihen für den Zeitraum 1931-2010 und für die übrigen Intensiv-Monitoringflächen sowie alle 55 Buchen-BZE II-Standorte für den Zeitraum 1960-2010 unter Verwendung der simulierten dynamischen Waldwachstumsentwicklung berechnet (für BZE II-Standorte zusätzlich mit statischen Beständen für 1931-2012). Das in WasSiM bei Antrieb durch Klimadaten der dynamischen Klimamodelle zur Berechnung der Entwicklung bis 2100 verwendete 0,2°-Raster führt im Vergleich mit einem 200 m Raster bezüglich der Klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit (KWB) + nutzbarer Feldkapazität (nFK) zu einem vergleichbaren räumlichen Verteilungsmuster.

Jahrringdaten ermöglichen eine Abschätzung klimabedingter Risiken hinsichtlich der Produktivität von Buchenbeständen in Hessen. Zur Beschreibung der Wirkung ausgeprägter Trockenjahre auf den Durchmesserzuwachs der Buchen wurde ein multiples lineares Regressionsmodell zur Simulation negativer Wachstumsabweichungen in Abhängigkeit von verschiedenen klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikatoren erstellt. Als Datengrundlage dienten 137 Jahrringchronologien, sowie klimatische und mit dem Wasserhaushaltsmodell WasSiM berechnete hydrologische Parameter von sieben hessischen Intensiv-Monitoringflächen für den Zeitraum 1933 bis 2006. Als Maß für die Wachstumsvariabilität wurde dabei die prozentuale Abweichung der Jahrringbreite von einem gleitenden, sechsjährigen Mittelwert (JRBabw) verwendet. Zur Beurteilung der Modellgüte und möglicher Modellverletzungen wurden umfangreiche Residualanalysen und gängige statistische Kenngrößen angewendet, eine abschließende Validierung erfolgte durch Anwendung des Modells auf einen unabhängigen Datensatz der niedersächsischen Intensiv-Monitoringfläche Lüss. Das nach diesen Kriterien bestgeeignete, robuste und alle Modellannahmen erfüllende Modell LM3 setzt sich aus vier klimatisch-hydrologischen Prädiktoren zusammen: der Klimatischen Wasserbilanz (KWB_{-1}), der relativen Evapotranspiration (${}_mET_{rel}$), sowie zwei die Bodenwasserverfügbarkeit beschreibenden Indikatoren (Bodenwasserdefizit BWD_f , Anzahl der Trockentage $TT40_{-1}$). Weil die Wasserversorgung des Vorjahres das Zuwachsverhalten der Buchen entscheidend mit beeinflussen kann, gehen neben auf das Zuwachsjahr selbst (${}_mET_{rel}$, BWD_f) auch auf das Vorjahr bezogene Variablen (KWB_{-1} , $TT40_{-1}$) ein. Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,27 ist die Erklärung der Gesamtvariabilität der JRBabw durch das Modell nicht besonders hoch. Zur Beschreibung der für die Hauptfragestellungen des Projektes entscheidenden starken Wachstumseinbrüche als Folge extremer Trockenheit eignet sich das Modell jedoch sehr gut.

Rekonstruktion trockenstressbedingter Störungen und Reaktionen

In dem für Hessen historisch extremen Trockenjahr 1976 traten Trocknisschäden häufig in älteren Buchen-Beständen auf, die durch ausgeprägte zweite Baum- bzw. Strauch- und Bodenvegetationsschichten mit konkurrierenden Arten gekennzeichnet waren. Das galt gerade auch für die stark betroffenen eutrophen Standorte, auf denen der Artenreichtum zur scharfen Wasserkonkurrenz wurde. Bei Unterschreiten eines Feuchteindex (Niederschlags-summe/(Lufttemperaturmittel + 10)) von 6-8 in der Vegetationsperiode ist es vor allem auf geländeklimatisch und edaphisch exponierten Lagen zu massenhaftem Absterben der Baumarten Fichte und Buche gekommen, während für die Douglasie eine größere Dürre-resistenz beschrieben wird. In den letzten 35 Jahren hat sich - vor allem durch langjährig hohe N-Einträge - der Umfang einer zweiten Baum- und Strauchschicht sowie der Bodenvegetationsschicht auf zahlreichen Waldstandorten auch jenseits einer eutrophen Grundausstattung mit Nährstoffen weiter erhöht.

Reaktionen der Wachstums- und Vitalitätsindikatoren der Buche auf das Trockenjahr 2003 waren verbreitet erst im darauffolgenden Jahr 2004 zu beobachten. Absterberaten im Rahmen der Waldzustandserhebung blieben für die Buche in Hessen für den Zeitraum zwischen 1984 und 2009 sehr gering. Dennoch darf hieraus nicht auf eine generell große Stabilität der Buche im Zuge von Klimaänderungen geschlossen werden. Vielmehr sind Unterschiede der Stabilität zwischen Buchen im Zentrum der natürlichen Verbreitung (Hessen) und am Rand der Verbreitung (z. B. Gebirge in Nordungarn) festzustellen. Die im Gegensatz zur Buche höheren Mortalitätsraten der Fichte sind durch das Gradationsmuster der Borkenkäfer bedingt auch mehrere Jahre nach Sturm- oder Dürreereignissen zu beobachten. Angesichts der erwarteten, ungünstigen Entwicklung der klimatischen Bedingungen sind derartige Wechselwirkungen auch bei der Buche zu erwarten. Angesichts einer gegenüber den Vorjahren konstanten Gesamtbiomasseproduktion kam es 2004 nicht zu einem Einbruch der Photosyntheseleistung der Buche in Hessen, sondern zu einer Verlagerung der Allokation der Photosyntheseprodukte vom Holzzuwachs hin zu Fruchtkompartimenten. Die Fähigkeit der Buche, ihre Kohlenstoffallokation zumindest an in einer Vegetationsperiode auftretende extreme Witterungsbedingungen anpassen zu können, ist zunächst als Hinweis auf eine gewisse Stresstoleranz der Buche zu interpretieren.

Auch eine mehrjährige Betrachtung der Sensitivität der Buche gegenüber standörtlichen Faktoren und der Amplitude der heute in Hessen vorkommenden klimatischen Verhältnisse zeigt, dass die Baumart Buche unter den standörtlichen Bedingungen in Hessen durchaus an unterschiedliche Verhältnisse der Temperatur und der Verdunstung angepasst ist. Erst auf Standorten mit ausgesprochen hoher Evapotranspiration während der Wachstumsperiode bei gleichzeitig geringen Niederschlägen (Klimatische Wasserbilanz < -325 mm, Temperatursumme > 2300 K) resultiert ein dominierend negativer Einfluss auf die Belaubungsdichte, die Verzweigungsarchitektur sowie ein Einbruch der Trieb-längen.

Anhand verschiedener Beispiele konnte gezeigt werden, dass mit den Daten der Waldzustandserhebung und der Bodenzustandserhebung ein Instrumentarium vorliegt, das zur Abschätzung klimabedingter Risiken für Buchenwälder herangezogen werden kann. Hervorzuheben ist der signifikante Zusammenhang zwischen einfachen Vitalitätsindikatoren wie den geschätzten Belaubungsdichten der Waldzustandserhebung sowie den Ergebnissen einer einfachen, Fernglas gestützten Schätzung der Boniturstufen der Verzweigungsarchitektur der Oberkrone mit den gemessenen Trieb-längen.

Um eine flächenrepräsentative Abschätzung der Risiken extremer Trockenheit auf die Zuwachsvariabilität der Buche treffen zu können, wurde das auf Basis von Intensiv-Monitoringflächen entwickelte multiple lineare Regressionsmodell sowie einzelne klimatisch-hydrologische Trockenstressindikatoren für die Jahre 1933 bis 2012 auf die 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorte angewendet. Für 39 Standorte war dabei aufgrund der mit den Intensiv-Monitoringflächen vergleichbaren Bedingungen eine direkte Abschätzung der Jahrringbreitenabweichung (JRBabw) möglich. In den Jahren 1948, 1960 und 1976 sinkt der Medianwert der JRBabw infolge extremer Trockenheit jeweils auf unter -30 %, während für 2004 -20 % errechnet werden. Von den einzelnen Trockenstressindikatoren wurden die Klimatische Wasserbilanz + nutzbare Feldkapazität $KWB+nFK$, die mittlere relative Evapotranspiration $mETrel$, sowie der die Häufigkeit von Bodenwassermangel beschreibende Indikator der Anzahl der Trockentage $TT40$ näher analysiert. Deutlich lassen sich hierbei die extremen Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003 von den durchschnittlichen Verhältnissen der Klimanormalperiode 1961-1990 unterscheiden. So erreicht der Medianwert der $KWB+nFK$ statt der durchschnittlichen 79 nur -200 bis -400 mm, der der $mETrel$ statt 0,85 nur 0,6 bis 0,65 und der der Anzahl der Trockentage statt < 8 meist mehr als 40. Obwohl die Anzahl der Trockentage in den Trockenjahren im Mittel einen deutlichen Anstieg aufweist, treten gleichzeitig auf mindestens sieben Standorten selbst bei extremer Trockenheit nie Trockentage auf und die Böden sind aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten immer ausreichend mit Wasser versorgt. Diese Standorte repräsentieren demzufolge die hinsichtlich des bodenbezogenen Trockenstresses risikoärmsten Buchen-Standorte in Hessen. Tendenziell ist eine Zunahme der Trockenheit von Nord- und Mittelhessen hin zu den südlichen Landesteilen zu beobachten.

Eine Ableitung kritischer Trockenstressbereiche für hessische Buchenwälder in Form von Risikostufen für einzelne Indikatoren ist aufgrund der Wechselwirkung vieler Einflussfaktoren und möglicher Anpassungsreaktionen der Buchen nicht ganz unproblematisch, jedoch für eine flächenhafte Beurteilung der Trockenstressentwicklung jenseits einzelner Inventurpunkte erforderlich. Auf Basis der JRBabw für 39 BZE II-Standorte im Zeitraum von 1933 bis 2012 wurden die Risikostufen „hoch“ mit einem Median von -30 %, „mittel“ mit einem Median von -15 % und „gering“ mit einem Median von -5 % definiert. Für den Indikator $KWB_{-1}+nFK$ ergeben sich daraus die Klassenobergrenzen < -259 mm für ein hohes, < -169 für ein mittleres und < -100 mm für ein geringes Trockenstressrisiko, für $TT40_{-1}$ entsprechend > 40 Tage, > 23 Tage und > 8 Tage. Der anhand verschiedener Vitalitätsindikatoren der Buche abgeleitete kritische Grenzwert der KWB von -325 mm ist dabei ungefähr vergleichbar mit den aus der JRBabw abgeleiteten Grenzwerten eines mittleren bis hohen Risikos hinsichtlich der $KWB_{-1}+nFK$.

Beeinflussung des Trockenstressrisikos durch forstliche Managementstrategien

Um die Möglichkeiten der Beeinflussung des Trockenstressrisikos über eine Regulierung der Bestandesdichte im Rahmen unterschiedlicher Durchforstungsstärken beurteilen zu können, wurde auf die Ergebnisse des ältesten noch in Beobachtung befindlichen hessischen Buchen-Durchforstungsversuchs Laubach zurückgegriffen. Für den drei unterschiedliche Durchforstungsstärken umfassenden Versuch mit für die Buche nahezu optimalen klimatischen Bedingungen auf einem betont frischen, eutrophen Standort im Vogelsberg, wurde zunächst die generelle Entwicklung der Bestände hinsichtlich ihrer Massen- und Wertleistung für den gesamten über 120-jährigen Beobachtungszeitraum betrachtet. Bezüglich des Höhenwachstums der Buchen sind kaum Unterschiede zwischen der undurchforsteten Variante und der

mäßigen (B-Grad) und starken (C-Grad) Durchforstung festzustellen. Stammanzahl, Grundfläche und Vorrat liegen im A-Grad vor allem ab dem Alter 75 Jahre bis zur einsetzenden Endnutzung sehr hoch und deutlich über der Ertragstafelreferenz (Schober, mäßige Durchforstung), während im B- und besonders im C-Grad behandlungsbedingt stets deutlich geringere Werte erreicht werden. Der Verlauf der Bestandesdichte des C-Grades, also der starken Durchforstung folgt durchaus einem Verlauf, der Durchforstungsstärken heutiger Behandlungsrichtlinien für Buchenbestände (HESSEN-FORST 2008, S. 17-19) entspricht. Bezüglich des mittleren Stammdurchmessers (Grundflächenmittelstamm) ergeben sich durchforstungsbedingt vor allem durch eine rechnerische Verschiebung zum Alter 163 Jahre deutliche Abweichungen von mehr als 13 cm zwischen Nullfläche und mäßiger Durchforstung und von immer noch 10 cm zwischen mäßiger und starker Durchforstung. Bemerkenswerter Weise erreichen der mittlere Durchmesser der 100 stärksten Bäume je ha, der keiner rechnerischen Verschiebung unterliegt, und auch die Gesamtwuchsleistung der unterschiedlichen Eingriffstärken ein ähnliches Niveau.

Zur Beurteilung des Einflusses der Bestandesdichte und damit der Durchforstungsstärke auf den Wasserbedarf hessischer Buchenwälder wurden die Versuchspartellen auf der Basis der periodischen Aufnahmedaten für den Zeitraum 1933 bis 2012 hinsichtlich ihres Trockenstressrisikos miteinander verglichen. Die jeweils auf das Vorjahr bezogenen Trockenstressindikatoren KWB_{-1+nFK} und $TT40_{-1}$ zeigen in den fünf extremsten Trockenjahren des Zeitraums für alle Durchforstungsintensitäten deutlich trockenere Verhältnisse im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt. Zwischen den Durchforstungsstärken ist dabei eine eindeutige Abstufung festzustellen. Die größte Trockenheit tritt in der undurchforsteten Parzelle auf und die geringste Trockenheit bei starker Durchforstung. Dabei ist der Unterschied für den Indikator KWB_{-1+nFK} zwischen den Durchforstungen zwar geringer als der zwischen extremen Trockenjahren und dem langjährigen Durchschnitt, absolut liegt er jedoch in einer bemerkenswerten Größenordnung von im Mittel 50 und im Maximum bis zu 80 mm. Für den Bodenfeuchteindikator $TT40_{-1}$ sind die Durchforstungsintensität und die extreme Klimavariabilität zwischen Durchschnittsjahren und Trockenjahren hinsichtlich ihrer Wirksamkeit sogar vergleichbar. So führt die starke Durchforstung zu einer deutlichen Verminderung der Bodenaustrocknung, wobei die Unterschiede zwischen den Durchforstungsvarianten mit zunehmendem Bestandesalter aufgrund nachlassender Eingriffe und sich angleichender Bestandesdichten geringer werden. Für die aus $TT40_{-1}$ abgeleiteten Trockenstressrisikostufen ergeben sich für den betrachteten 80-jährigen Zeitraum für die undurchforstete Parzelle neun Jahre mit hohem Risiko und für die mäßige Durchforstung drei Jahre mit hohem Risiko, während in der starken Durchforstung in keinem einzigen Jahr ein hohes Risiko auftritt. Auch wenn es sich um eine Einzelstudie handelt, bewegt sie sich hinsichtlich der Bestandesdaten durch die lange Zeitreihe exakter ertragskundlicher Messungen auf sehr sicheren Grundlagen und macht eindrucksvoll deutlich, dass die Durchforstung als langfristiger und effektiver Regulator hinsichtlich des Wasserbedarfs hessischer Buchenwälder dienen kann.

Zukünftige Entwicklung des Trockenstressrisikos bis zum Jahr 2100 und Vergleich der Klimamodelle

Zur Berechnung der zukünftigen Häufigkeit und Dauer von Trockenstressrisikoereignissen bis 2100 wurden die vier Klimamodelle REMO_UBA/ECHAM5, CCLM/ECHAM5, CCLM/HadCM3 und WettReg2010/ECHAM5 unter Verwendung des Szenarios A1B herangezogen. Bei Verwendung des Klimamodells REMO_UBA/ECHAM5 ergeben sich langfristig gese-

hen die deutlich feuchtesten Bedingungen. Bei WettReg2010/ECHAM5 sind diese am trockensten. Bei Verwendung der beiden CCLM-Modelle ordnen sich die Resultate zwischen diesen Extremen ein und unterscheiden sich langfristig nur geringfügig voneinander. Die räumliche Variabilität der Abnahme der auf die Grasreferenzverdunstung bezogenen KWB+nFK (Anm.: Unterschied zu den vorherigen Betrachtungen und Grenzwerten, die die höhere Bestandesverdunstung berücksichtigen) zwischen 1961-1990 und 2071-2100 ist bei Verwendung von WettReg2010/ECHAM5 am höchsten, ohne jedoch ein räumlich gerichtetes Verteilungsmuster aufzuweisen. Bei Verwendung der übrigen Modelle variiert die Höhe der Abnahme nur etwa halb so stark und nimmt von Norden nach Süden zu. Für weitere Auswertungen hinsichtlich der regionalen Verteilung des Trockenstressrisikos und des Einflusses forstlicher Nutzung auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos wurde das Modell CCLM/ECHAM5 verwendet, weil dieses eine mittlere Position im Spektrum der verwendeten Klimamodelle einnimmt und bezüglich der Auftrittshäufigkeit von Trockenstress in der Vergangenheit am besten mit den auf der Anwendung der DWD-Messwerte beruhenden Ergebnissen korrespondiert.

Bezüglich der Indikatoren KWB_{-1+nFK} (KWB bezogen auf Bestandesverdunstung), $mETrel$ und $TT40_{-1}$ an den 55 hessischen Buchen-BZE II-Standorten zeigt sich bei einem Vergleich der Klimaperiode 1971-2000 mit künftigen Zuständen, dass nach 50 Jahren sowohl die Zunahme der Trockenheit als auch die Unterschiede zwischen den Modellen noch relativ gering bleiben und erst danach deutlich hervortreten. Bei dem auf sehr starke Bodenaustrocknung bezogenen Indikator $TT40_{-1}$ ergeben sich für WettReg2010/ECHAM5 weniger extreme Bedingungen, da aufgrund des statistischen Modellansatzes Extremwerte weniger deutlich ausgeprägt sind. Basierend auf $TT40_{-1}$ ergeben sich für 1971-2000 in der Regel weniger als fünf Trockenstressrisikojahre und maximal ein Jahr weist ein hohes Trockenstressrisiko auf. Ende des 21. Jahrhunderts hingegen ist je nach Klimamodell alle ein bis zwei Jahre mit dem Auftreten von Trockenstressrisikojahren zu rechnen, wobei alle 1,5 bis 7,5 Jahre ein hohes Trockenstressrisiko zu erwarten ist. Das Phänomen des Auftretens mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge war in den vergangenen Jahrzehnten nahezu unbekannt, könnte jedoch bis zum Ende des 21. Jahrhunderts zu einem üblichen, regelmäßigen Ereignis werden. Bei den in der Vergangenheit beobachteten und im Rahmen dieses Projektes analysierten Reaktionsmustern der Buche auf Trockenjahre, könnte das die Anpassungsfähigkeit dieser Baumart möglicherweise überfordern und zu einem starken Anstieg ihres Mortalitätsrisikos in Hessen führen.

Für das Nordhessische Bergland ist ein deutlich geringeres Trockenstressrisiko gegenüber den Regionen Südhessisches Bergland und Rhein-Main-Gebiet/Beckenlandschaften zu beobachten. Bis zur Klimaperiode 2041-2070 gilt dies vor allem für die Wiederkehrhäufigkeit von Jahren eines überhaupt erhöhten Trockenstressrisikos (Indikator KWB_{-1+nFK}), in der Periode 2071-2100 hingegen noch für die Häufigkeit des Auftretens der höchsten Risikostufe. Vergleichsweise hohe Niederschlagssummen in Kombination mit geringen Temperaturen sind dabei maßgeblich für das geringere Trockenstressrisiko im Nordhessischen Bergland. Die Standorte der Beckenlandschaften und Tiefebene weisen meist ein höheres Wasserspeichervermögen der Böden auf. Bedingt durch ihre geringe Höhenlage, die niederschlagsgeschützte Lage der mittel- und nordhessischen Beckenzonen und die in Südhessen höheren Temperaturen ist die Wasserverfügbarkeit dieser Standorte insgesamt jedoch deutlich geringer. Für die Standorte im Südhessischen Bergland führen vor allem hier verbreitete, flachgründigere und skelettreichere Böden in Verbindung mit den höheren Temperaturen Südhessens trotz gebirgslagenbedingt relativ hoher Niederschläge zu vergleichsweise trockene-

nen Standortbedingungen. Insgesamt ist bis 2100 für alle Regionen mit einer deutlichen Zunahme des Trockenstressrisikos zu rechnen, wobei heutige regionale Unterschiede in der Wasserversorgung wohl erhalten bleiben werden.

Für die Beurteilung des Einflusses der forstlicher Managementstrategien auf die Entwicklung des Trockenstressrisikos an verschiedenen, die hessischen Buchenwald-Standorte repräsentierenden Punkten wurde den heutigen Buchen-Beständen an den BZE-Punkten mittels Waldwachstumssimulationen eine an die Behandlungsrichtlinie der Hessischen Waldbaufibel angelehnte dynamische Bestandesentwicklung mit gestaffelten Durchforstungen (stark mit Übergang zu mäßig) und Zielstärkennutzungen über längere Zeiträume („Hauptnutzung“) gegenüber gestellt (vgl. HESSEN-FORST 2008). Gemittelt über alle Buchen-BZE II-Standorte ist bis zum Jahr 2100 bei beiden Bestandesvarianten (statische Fortschreibung der heutigen Bestände und Hauptnutzung) eine deutliche Zunahme des Trockenstressrisikos (Indikator KWB_{-1+nFK}) festzustellen. Dieses fällt jedoch für die gemäß der geltenden waldbaulichen Richtlinien vorbildlich behandelten Bestände weniger extrem aus. Die hier vorgesehene kontinuierliche Dichtereduktion auf dem Wege der Durchforstungen und femelartigen Zielstärkennutzungen ist demzufolge auch dazu geeignet, zu einer Entspannung des Wasserhaushaltes der Buchenbestände beizutragen. Die Häufigkeit von Trockenstressrisikojahren ist bei der Hauptnutzung im Vergleich zu den statischen Beständen in den Klimaperioden 2011-2040 und 2041-2070 sehr deutlich reduziert, im Zeitraum 2071-2100 hingegen nur geringfügig, da in dieser Zeit nur wenige Bestände in die für die Trockenstressreduktion entscheidende Endnutzungsphase eintreten. Auch die Wiederkehrhäufigkeit von zwei direkt aufeinanderfolgenden Trockenstressrisikojahren erreicht bei beiden Bestandesvarianten 2071-2100 ein ähnliches Niveau, während solche Doppeljahre in den vorherigen Klimaperioden generell kaum in Erscheinung treten. Der verringerte Wasserbedarf bei der Hauptnutzung in Relation zur statischen Betrachtung der heutigen Bestandeszustände ist primär auf einen geringeren Blattflächenindex infolge der Durchforstungen, vor allem aber der Endnutzung sowie die geringere Verdunstung der nachfolgenden jungen Bestände zurückzuführen. Diese Befunde finden eine indirekte Bestätigung in Messwerten oberirdischer Abflüsse, welche in mit Buchen-Altbeständen bestockten kleineren Einzugsgebieten infolge unterschiedlicher Behandlung entsprechend variieren, wie FÜHRER (2002) für das forsthydrologische Experimentalgebiet Krofdorf (Hessisches Forstamt Wettenberg) berichtet. Demzufolge lagen dort die Jahresabflüsse in dem Einzugsgebiet mit zügiger Räumung eines Altbestandes und nachfolgender Etablierung eines Buchen-Jungbestandes im Mittel von 17 Beobachtungsjahren um ca. 40 mm bzw. um 19 % über denen eines Einzugsgebietes mit nahezu geschlossenem Altbestand. Als forstliche Anpassungsstrategie wäre daraus zu schließen, dass kürzere Produktionszeiträume, die gleichzeitig mit einer Verkürzung des Vorherrschens dichter Bestandesphasen mittelalter und älterer Bestände einhergingen, zu einer Verringerung des Trockenstressrisikos von Buchenbeständen beitragen könnten.

Die heterogene Altersstruktur der BZE II-Standorte erforderte für eine genauere Analyse des Einflusses forstlicher Nutzung auf das Trockenstressrisiko in bestimmten Bestandesentwicklungsphasen die exemplarische Betrachtung von Beständen verschiedener Einzelstandorte. Ein heute 175 Jahre alter Buchen-Eichen-Bestand auf dem klimatisch relativ trockenen Standort „14902“ gelangt bereits zwischen 2020 und 2045 in die Endnutzung. Ab der zweiten Hälfte der Endnutzungsphase und noch etwa 25 Jahre über diese hinaus liegt die KWB_{-1+nFK} bei der Hauptnutzungsvariante durchschnittlich etwa 200 mm und in Extremjahren fast 400 mm höher als bei statischer Betrachtung des geschlossenen Altbestandes unter den ver-

änderten Klimabedingungen, ehe die Differenz zwischen den beiden Bestandesvarianten allmählich geringer wird. Endnutzungsphase und der nachfolgende Jungbestand der neuen Waldgeneration sorgen somit über 40 Jahre hinweg für eine ausgeprägte Verminderung des Trockenstressrisikos. Zwischen 2011 und 2070 halbiert sich hierdurch die Wiederkehrhäufigkeit von Trockenstressrisikojahren, während ab 2071-2100 dann kaum noch Unterschiede zwischen den Bestandesvarianten festzustellen sind. Bezüglich des Auftretens zweier Trockenstressrisikojahre in Folge ergibt sich ein vergleichbares Bild, jedoch reduziert sich deren Wiederkehrhäufigkeit durch die Hauptnutzung in den ersten beiden 30-Jahres-Perioden noch stärker. Für einen bereits 2015 hiebsreifen Buchenaltbestand auf dem klimatisch etwas feuchteren Standort „25802“ ergibt sich, abgesehen vom generell geringeren Trockenstressrisiko, eine sehr ähnliche Entwicklung. Allerdings bleibt hier der Unterschied im Verdunstungsanspruch zwischen dem der Endnutzung nachfolgenden Bestand und dem statischen Bestand sogar bis 2100 größer, weshalb sich über den gesamten Simulationszeitraum die Wiederkehrhäufigkeit von Trockenstressrisikojahren deutlich verringert. Ein heute ca. 70-jähriger Bestand (Standort „18003“) auf einem klimatisch ausgeprägt trockenen südhessischen Standort, der erst 2055 in die Hiebsreife gelangt, zeigt ebenfalls vergleichbare Ergebnisse, wenn man den zeitlichen Versatz von 40 Jahren berücksichtigt.

Forstliche Anpassungsstrategien

Forstwirtschaftliche Anpassungsstrategien zur Begrenzung des Trockenstressrisikos für Buchenwälder setzen vor allem bei den identifizierten waldbaulichen Einflussmöglichkeiten auf den Wasserhaushalt an. Diese umfassen Maßnahmen der Dichteregulierung, der Senkung von Risikozeiträumen sowie die standortgemäße Baumartenwahl, die sich zu den folgenden drei Handlungsfeldern zusammenfassen lassen:

1. Stabilisierung der vorhandenen Buchenwälder
2. Senkung bzw. Verteilung der Risiken
3. standortgemäßer Waldumbau.

Stabilisierung der vorhandenen Buchenwälder: Zu den vorrangigen Zielen der Bestandespflege in Buchenbeständen zählen die Erhöhung der Einzelbaumstabilität, die Erhaltung der Vitalität und der Erhalt bzw. die Förderung der Mischbaumarten. In der Läuterungsphase (Dückung) eignet sich ein Protzenaushieb, um die Bestandesqualität zu verbessern und eine Labilisierung der Bestände bei einer späteren Entnahme in der Durchforstungsphase zu vermeiden. Bei großen Qualitätsmängeln ist ein besonderes Augenmerk auf die Erhaltung der wenigen gut veranlagten Bäume zu richten und ggf. sind hier mehrere Eingriffe notwendig, um den Bestandesschluss in dieser für die Astreinigung wichtigen Phase nicht dauerhaft zu unterbrechen. In Buchen-Mischbeständen kommen Maßnahmen der Mischwuchsregulierung und die Förderung von Mischbaumarten hinzu. Entscheidend für die Stabilisierung, Strukturentwicklung und Wertleistung der Bestände ist die anschließende Durchforstungsphase. Sie setzt beim Erreichen einer astfreien Schaftlänge von 7 - 9 m mit der Auswahl von Z-Bäumen (zu fördernden sog. „Zukunftsbäumen“) ein. Bei geringer Anzahl gut veranlagter Exemplare sind für diese auch Gruppenstellungen von zwei bis drei Bäumen akzeptabel. Anfangs sollen die Z-Bäume im Zuge von starken Hochdurchforstungen durch die Entnahme von zunächst bis zu drei, später einem bis zwei Bedrängern in kurzen zeitlichen Abständen von ca. 4 Jahren kräftig gefördert werden. Eingriffe in die Zwischenfelder dienen vorrangig der Entnahme starker, qualitativ schlechter Bäume. Der Unterstand ist zu erhalten. Die Z-Bäume sind vor jeder

Durchforstung kritisch hinsichtlich ihrer weiteren Förderungswürdigkeit zu überprüfen. Diese Maßnahmen führen neben einer Förderung der Kronenentwicklung und Vitalität der Z-Bäume und ihres Durchmesserzuwachses zu einer deutlichen Dichtereduktion der Bestände und damit zu einer Senkung des Wasserbedarfs. Außerdem werden so die Voraussetzungen geschaffen, Zielstärken von 60 cm entgegen dem früheren Vorgehen je nach Standort 30 bis 40 Jahre früher zu erreichen. Bestandesphasen sehr hoher Transpiration und damit eines potenziell erhöhten Trockenstressrisikos können damit gleichzeitig deutlich verkürzt werden. Ab einer Bestandesoberhöhe von ca. 26 m nimmt die Eingriffsstärke ab und geht zu einer mäßigen Hochdurchforstung über. In bisher nicht zielgerecht bzw. zu schwach gepflegten Beständen kann aufgrund des lange anhaltenden, guten Reaktionsvermögens der Buche auch noch in dieser Pflegephase ein Kollektiv gut veranlagter, vitaler Bäumen ausgewählt und lichtwuchsartig – das bedeutet kein Kronenkontakt mehr zu Nachbarbäumen – freigestellt werden. Für die gestaffelte Durchforstung spricht, dass sie dem Wachstumsgang und der Reaktionsfähigkeit der Buche am besten gerecht wird, dass die Kronen der bestveranlagten Bäume frühzeitig ausgebaut und hierdurch die Produktions- und gleichzeitig die Gefährdungszeiträume deutlich gesenkt werden können (NAGEL U. SPELLMANN 2008, SPELLMANN 2010). Geeignete Habitatbäume bzw. besser Habitatbaumgruppen, die als Lebensräume für die Arten der Alters- und Zerfallsphase zu sichern sind, werden in der Durchforstungsphase ausgewählt, erhalten und zur Erhaltung ihrer Vitalität ggf. entsprechend gepflegt.

Die Zielstärkennutzung beginnt, sobald ca. 10 Bäume je ha die individuelle Hiebsreife erreicht haben. Die Durchmesserdifferenzierung der Wertträger erlaubt i. d. R. eine zeitlich gestreckte und räumlich konzentrierte Zielstärkennutzung. Die anzustrebende Zielstärke ist stark von Qualität, Wüchsigkeit und Entwertungsfahr der Einzelbäume und Bestände abhängig. Sie beträgt bei guter Qualität und geringer Entwertungsfahr ≥ 65 cm, bei schlechterer Qualität liegt sie darunter.

Grundsätzlich sollte der Nutzungs- und Verjüngungsfortschritt räumlich geordnet von innen nach außen bzw. von der Bestandesmitte zu den Rückegassen erfolgen, welche für den Abtransport geernteter Bäume aus dem Bestand angelegt werden.

Senkung und Verteilung der Risiken: Da es in der Bestandesentwicklung nicht nur das soziale, sondern auch ein qualitatives Umsetzen gibt (vgl. SCHÖBER 1988), Qualitätsmängel wie Drehwuchs jedoch insbesondere bei der Buche erst spät erkennbar sind, und neben Trockenstress auch andere abiotische und biotische Risiken durch Pilzkrankungen und Insekten mit dem Klimawandel zunehmen, sollte gerade bei frühzeitiger Auswahl die Z-Baum-Anzahl nicht zu niedrig bemessen sein. Sie soll sich – ein qualitativ mindestens durchschnittliches Potenzial des Bestandes vorausgesetzt - vielmehr mindestens am oberen Wert des Z-Baumrahmens der Hessischen Waldbaufibel (HESSEN-FORST 2008) von ca. 80 je ha orientieren. Bei der Auswahl der Z-Bäume haben die Kriterien Vitalität und Qualität Vorrang vor einem regelmäßigen Abstand. Im Zuge jeder folgenden Durchforstung ist die Eignung der anfangs ausgewählten Z-Bäume für eine weitere bevorzugte Pflege kritisch zu überprüfen. Im Laufe der Pflegephase nimmt die Durchmesserdifferenzierung des Kollektivs der in der Regel nicht gleichmäßig verteilten besten Zuwachsträger zu. Hieraus ergeben sich unterschiedliche optimale Nutzungszeitpunkte für Einzelbäume bzw. Baumgruppen und damit Ansätze für die Entwicklung ungleichaltriger Bestandesstrukturen, die auch ein Mosaik jüngerer Bestandesteile mit geringerer Verdunstung umfassen. Bei Einsetzen der Zielstärkennutzung in den heute aufgrund ihrer Entstehung in der Regel gleichaltrigen Buchenbeständen ist künftig eine bessere räumliche Ordnung bzw. ein eher femelartiges, räumlich differenziertes Vorgehen erforderlich, als in der Vergangenheit vielfach praktiziert. Dafür sprechen die derzeit nach trockenen

Sommern und häufigem Fruktifizieren zu beobachtenden schlechten Kronenzustände der Altbuchen in gleichmäßig großschirmschlagartig aufgelichteten Beständen (vgl. HMULV 2012). Grundsätzlich erscheint eine stärkere Differenzierung der angestrebten Zieldurchmesser nach den Kriterien Standortleistungsfähigkeit, Bestandesstabilität und Entwertungsgefahr notwendig. Je besser die Wuchsleistung, je besser die Qualität und je geringer das Risiko bzw. die Entwertungsgefahr, umso höher kann die Zielstärke angesetzt werden (SPELLMANN 2013).

Standortgemäßer Waldumbau: Die im Rahmen dieses Projektes eingesetzten Modelle zur klimasensitiven Beschreibung der Standortsveränderungen und zur Abschätzung des damit verbundenen Trockenstressrisikos liefern erste Hinweise zur künftigen Entwicklung der Gefährdung hessischer Buchenbestände unter sich ändernden ökologischen Rahmenbedingungen. Sie zeigen auf, dass auch Buchenwälder im Kerngebiet der aktuellen natürlichen Verbreitung dieser Baumart künftig möglicherweise erhöhten Risiken ausgesetzt sind. Dabei deutet sich eine standörtliche Differenzierung an, nach der höher gelegene Buchenstandorte im nordhessischen Bergland tendenziell geringeren Gefährdungen unterliegen als tiefer gelegene und damit wärmere Standorte trotz deren höherer Bodenwasserspeicherkapazität. Vorrangig auf den als vulnerabel identifizierten Standorten sollen zukünftig andere Baumarten in größerem Anteil am Waldaufbau im Rahmen zu entwickelnder Mischbestände beteiligt werden. Das können neben den heimischen Eichenarten und bestimmten Edellaubbäumen wie Spitzahorn, Linde und Vogelkirsche, die allgemein als anpassungsfähiger gegenüber Trockenstress gelten, auch Anteile als anbauwürdig und ökologisch zuträglich identifizierter eingeführter Baumarten wie Douglasie, Weiß- und Küstentanne und Roteiche sein.

Für flächendeckende, auf den einzelnen Waldstandort zutreffende Risikoabschätzungen und Empfehlungen angepasster Waldentwicklungsziele wären auf den Erkenntnissen dieses Projektes aufbauende, weiterführende Entwicklungsarbeiten zu leisten. In erster Linie betrifft das die Regionalisierung der für die Projektion der Trockenstressgefährdung zentralen Größe des Bodenwasserspeichers (nFK) auf der Basis der forstlichen Standortskartierung mit geeigneten, an zahlreichen Bodenprofilen parametrisierten Modellen.

Bis dahin sollen im Rahmen der Abnutzung und der natürlichen Verjüngung der vorhandenen Buchenbestände grundsätzlich standortgemäße Mischbestände unter Beteiligung der genannten Baumarten und unter Einbeziehung aller vorkommenden Begleitbaumarten wie Birke, Aspe und Eberesche angestrebt werden. Als Hiebsform zur Verwirklichung dieses Ziels ist der Femelschlag dem Großschirmschlag vorzuziehen, um die im Regelfall lichtbedürftigeren Mischbaumarten (Edellaubbäumen bzw. Nadelbaumarten) vor dem Auflaufen der Buchen-Naturverjüngung zu verjüngen bzw. einzubringen und strukturreichere Bestände zu erziehen. Die Femel sollten je nach Lichtbedarf der Mischbaumart eine Anfangsgröße ab 0,2 ha aufweisen (bei Naturverjüngung von Edellaubbäumen ab 0,1 ha), weitestgehend schirmfrei sein und für die Etablierung der lichtbedürftigeren Baumarten kontinuierlich gerändelt werden. Investitionen in die künstliche Begründung von Beständen mit Buche als Hauptbaumart auf dem Wege des Voranbaus sind gerade auf bereits heute weniger gut Wasser versorgten und Wärme getönten Standorten in Anbetracht der Projektergebnisse kritisch zu sehen, anders als eine Beteiligung der Buche als Mischbaumart mit geringeren Mischungsanteilen.

Bei der Baumartenwahl sind die Erfüllung bestimmter Waldfunktionen und die Ertragsmöglichkeiten der Baumarten unter Berücksichtigung sich verändernder Klimaverhältnisse, eines nunmehr als dynamisch zu betrachtenden Standortes und der Risiken der Baumarten wichtige Gesichtspunkte bei der Festlegung angestrebter Waldentwicklungsziele. Buchen- und Buchenmischwälder werden dabei auch zukünftig eine prägende Rolle in den hessischen

Wäldern nicht verlieren, bedürfen jedoch zu ihrer Stabilisierung einer angepassten Pflege und teilweise verstärkter waldbaulicher Anstrengungen der Entwicklung zu Mischbeständen.

Zusammenfassend muss festgehalten werden, dass zum derzeitigen Forschungsstand eine abgesicherte Klima-Anpassungsstrategie für die Bewirtschaftung der hessischen Buchenwälder noch nicht verfügbar ist und auch nicht sein kann, da auch zukünftig mit immer neuen Erkenntnissen in der Klimaforschung zu rechnen ist. Dennoch hat sich die angewandte forstliche Forschung des Themas angenommen. Erste vorläufige Entscheidungshilfen können der Praxis gegeben werden. Angesichts der Langfristigkeit forstlicher Planungs- und Produktionszeiträume verbietet sich jegliche Form von Aktionismus.

5 Zusammenfassung

Der Rotbuche (*Fagus sylvatica*) als häufigster Baumart kommt für Hessen sowohl unter ökonomischen wie auch ökologischen Gesichtspunkten besondere Bedeutung zu. Im Zentrum ihres natürlichen Vorkommens zeichnet sich die Buche durch eine hohe Konkurrenzkraft aus. Ihre Verbreitung wird dabei insbesondere durch die standörtliche Wasserverfügbarkeit begrenzt. Die im Zuge des Klimawandels prognostizierte Verknappung des Wasserangebots erfordert daher eine umfassende Untersuchung der Entwicklung des zukünftigen Trockenstressrisikopotentials hinsichtlich der Vitalität, Stabilität und Produktivität hessischer Buchenwälder. Dabei wird auch den Möglichkeiten einer Begrenzung des Trockenstressrisikos durch forstliche Anpassungsstrategien nachgegangen.

Schon für die Vergangenheit lassen sich an hessischen Buchenbeständen eindeutig trockenstressbedingte Reaktionen verschiedener Wachstums- und Vitalitätsindikatoren nachweisen. Aus Jahrringzeitreihen abgeleitete, extreme Rückgänge im Stammzuwachs sind hierbei als eher kurzzeitiges Phänomen zu beobachten, während Vitalitätsindikatoren wie Belaubungsdichte, Verzweigungsarchitektur oder Triebblänge auch über mehrere Jahre andauernde, negative Reaktionen zeigen. Klimatische Wasserbilanz, relative Evapotranspiration und Bodenwasserverfügbarkeit erweisen sich dabei als besonders sensitive klimatisch-hydrologische Indikatoren für Trockenstress. Sinkt der Anteil des pflanzenverfügbaren Bodenwassers unter 40 % oder die relative Evapotranspiration unter einen Schwellenwert von 0,6, ist eine Unterbrechung des Durchmesserzuwachses zu beobachten. Eine erhöhte Absterberate der Buche infolge von Trockenstress, wie sie etwa in Gebirgen Nordungarns beschrieben wird, ist für Hessen im Zentrum der natürlichen Buchenverbreitung mit Ausnahme des besonders extremen Jahres 1976 in den vergangenen Jahrzehnten jedoch nicht beobachtet worden.

Unter Verwendung der genannten klimatisch-hydrologischen Trockenstressindikatoren wurde ein multiples lineares Regressionsmodell zur Simulation der Zuwachsvariabilität, definiert als prozentuale Abweichung der Jahrringbreite von einem gleitenden sechsjährigen Mittelwert (JRBabw), erstellt. Das Modell beschreibt starke Wachstumseinbrüche als Folge extremer Trockenheit sehr zuverlässig und schließt dabei neben den auf das Zuwachsjahr selbst auch auf das Vorjahr bezogene Variablen mit ein, da oft eine zeitlich verzögerte Zuwachsreaktion der Buchen auf Trockenereignisse zu beobachten ist. Basierend auf der modellierten JRBabw für 39 Standorte der Bodenzustandserhebung im Zeitraum von 1933 bis 2012 wurde eine dreistufige Trockenstressrisikoklassifikation für einzelne klimatisch-hydrologische Indikatoren abgeleitet.

Trotz einer relativ breiten Streuung zwischen den angewendeten Klimamodellen wird bis zum Jahr 2100 übereinstimmend eine starke Zunahme von Trockenstress prognostiziert. Die aus Zuwachsrückgängen der Stammdurchmesser in der Vergangenheit abgeleiteten drei Trockenstressrisikostufen werden danach als Folge des Klimawandels deutlich häufiger erreicht und in extremerer Ausprägung auftreten. Hierdurch könnte das in den vergangenen Jahrzehnten nahezu unbekannte Phänomen mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge zu einem üblichen, regelmäßigen Ereignis werden. Dies könnte die Anpassungsfähigkeit der Buche möglicherweise überfordern und zu einem starken Anstieg des Mortalitätsrisikos dieser Baumart in Hessen beitragen. In Südhessen und den tiefgelegenen Beckenlandschaften ist die Trockenheit generell wesentlich ausgeprägter als im Nordhessischen Bergland. In Zukunft muss aber für alle Regionen Hessens mit einer deutlichen Zunahme des Trockenstressrisikos gerechnet

werden, wobei heutige regionale Unterschiede in der Wasserversorgung wohl erhalten bleiben.

Forstliche Managementstrategien nehmen über lange Zeiträume Einfluss auf die Bestockungsdichte und den Blattflächenindex von Waldbeständen und können damit auch regulierend auf den Wasserbedarf der Wälder einwirken. Eine Verkürzung von Produktionszeiträumen und damit der Lebensdauer dichter, wasserbedarfsintensiver Altbestandsphasen sowie eine kontinuierliche Dichtereduktion auf dem Weg der Durchforstungen und femelartigen (auf unregelmäßig verteilte kleinere Parzellen festgelegte) Zielstärkennutzungen können zwar die prognostizierte, klimawandelbedingte Zunahme des Trockenstresses nicht vollständig kompensieren, jedoch zu einer spürbaren Reduktion sowohl der Häufigkeit als auch Intensität von Trockenstressrisikojahren beitragen. An feuchteren Standorten kann so ggf. auch in Zukunft noch das Auftreten von Trockenstresssituationen vermieden und an trockenen Standorten zumindest die Gefahr des Auftretens eines hohen Trockenstressrisikos oder mehrerer Trockenstressrisikojahre in Folge vermindert werden.

Forstliche Anpassungsstrategien zur Begrenzung des Trockenstressrisikos für Buchenwälder beinhalten die Stabilisierung der vorhandenen Wälder, die Senkung bzw. Verteilung der Risiken sowie den standortgemäßen Waldumbau. Konkret erstrecken sich die forstlichen Anpassungsmaßnahmen dabei auf Durchforstungs- und zeitlich gestaffelte Nutzungskonzepte zur Dichte- und Wasserbedarfsregulierung der Bestände, eine großzügig bemessene, regelmäßig zu prüfende und hinsichtlich ihrer räumlichen Verteilung und Altersstruktur heterogene Auswahl förderungswürdiger Zukunftsbäume, sowie die Etablierung standortgemäßer Mischbestände unter Förderung trockenstresstoleranter Baumarten insbesondere an Standorten mit einer bereits heute kritischen Wasserversorgung.

6 Literaturverzeichnis

- Albert, M. und Hansen, J. (2007): Ein Entscheidungsunterstützungssystem für die multifunktionale Forstplanung auf Landschaftsebene. *Forst und Holz* 62, 14-18.
- Altherr, E., Unfried, P., Hradetzky, J., Hradetzky, V. (1978): Statistische Rindenbeziehungen als Hilfsmittel zur Ausformung und Aufmessung unentrindeten Stammholzes, Teil IV. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg* 90.
- Anders, S. Beck, W., Bolte, A., Hofmann, G., Jensen, M., Krakau, U., Müller, J. (2002): *Ökologie und Vegetation der Wälder Norddeutschlands*. Verlag Dr. Kessel, Oberwinter, 283 S.
- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4)*. – 4. AUFL., 392 S.; Hannover.
- Arpe, K., Hagemann, S., Jacob, D., Roeckner, E. (2005): The realism of the ECHAM5 models to simulate the hydrological cycle in the Arctic and North European area. – *Nordic Hydrology* 36 (4-5): 349-367.
- Asthalter, K. (1977): Ursachen und standörtliches Vorkommen periodischer Trocknisschäden und Folgerungen für die Baumartenwahl – Leitsätze und graphische Darstellungen. FENA Gießen, schriftliche Ausarbeitung. 16 S.
- Beck, W. (2010): Auswirkungen von Trockenheit und Hitze auf den Waldzustand in Deutschland – waldwachstumskundliche Ergebnisse der Studie im Auftrag des BMELV. *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2010*, 56-65.
- Beniston, M., Stephenson, D.B., Cristensen, O.B., Ferro, C.A.T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Julhä, K., Koffi, B., Palutikof, J., Schöll, R., Semmler, T., Woith, K. (2007): Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climate Change* 81:71-95.
- Bigler, C., Bräker, O.U., Bugmann, H., Dobbertin, M., Rigling, A. (2006): Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9:330-343.
- BMELV (2004): *Die zweite Bundeswaldinventur BWI2*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.
- Bolte, A., Czajkowski, T., Kompa, T. (2008): The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry* 80(4):413-429.
- Bouriaud, O., Bréda, N., Moguédec, G., Nepveu, G. (2004): Modelling variability of wood density in beech as affected by age, radial growth and climate. *Trees – Structure and Function* 18, 264-276.
- Chwalczyk, C.; Fassbender, H. W.; Hetsch, W.; Rácz, J. 1994: *Pflanzensoziologie und Standortkunde*, Bd. 9, Skriptenreihe der FH Holzminden, 4. Aufl.
- Dammann, I., Kuhr, M., W., Paar, U., Eichhorn, J. (2009): Methoden zur Vermessung der Triebblängen von Buche und Eiche. *Forst und Holz* 64. Heft 10.
- Drobyshev, I., Övergaard, R., Saygin, I., Niklasson, M., Hickler, T., Karlsson, M., Sykes, M.T. (2010): Masting behavior and dendrochronology of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 259, 2160-2171.
- Duncan, D.B. (1955): Multiple range and multiple F tests. *Biometrics* 11:1-42.
- Eichhorn, J., Dammann, I., Schönfelder, E., Albrecht, M., Beck, W., Paar, U. (2008): Untersuchungen zur Trockenheitstoleranz der Buche am Beispiel des witterungsextremen Jahres 2003. In: *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der NW-FVA*, Band 3, 109-134.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D. (2011): *ICP Forests Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of effects of air pollution on forests. part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents* (<http://www.icp-forests.org>).
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- Etzold, S., Waldner, P., Thimonier, A., Schmitt, M., Dobbertin, M. (2014): Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *For Ecol Manage* 311:41-55.
- Friedrichs, D.A., Trouet, V., Büntgen, U., Frank, D.C., Esper, J., Neuwirth, B., Löffler, J. (2009): Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* 23: 729-739.

- Führer, H.-J. (2002): Wald und Wasser – 30 Jahre Forsthydrologische Untersuchungen im Krofdorfer Forst. FIV-Forschungsbericht Bd. 29. Hann. Münden. 117 S.
- Granier, A., Bréda, N., Biron, P., Vilette, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling* 116, 269-283.
- Gruber, F. (2003): Steuerung und Vorhersage der Fruchtbildung bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) durch die Witterung. 6 Beiträge. Schriften Forstl. Fak. Uni Göttingen und Nieders. Forstl. Ver. 136, Göttingen, 141 S.
- Gordon, C.; Cooper, C., Senior, C.A., Banks, H., Gregory, J.M., Johns, T.C., Mitchell, J.F.B., and Wood, R.A. (2000): "The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments". *Climate Dynamics* 16 (2–3): 147–168.
- Grundmann, V. (2012): Facetten des Waldes. Der hessische Wald in Zahlen, Grafiken und Text. Vergleich 1994 und 2009. Landesbetrieb Hessen-Forst, Servicezentrum Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) (Hrsg.): FENA-Skripte 2, 240 S.
- Hammel, K. und M. Kennel (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte München* 185.
- Hansen, J.H. (2006): Der WaldPlaner - Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten - Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. Trippstadt, 112-119.
- Hansen, J.H. (2011): Modellbasierte Entscheidungsunterstützung für den Forstbetrieb. Optimierung kurzfristiger Nutzungsoptionen und mittelfristiger Strategien unter Verwendung metaheuristischer Verfahren und parallelen Rechnens. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität in Göttingen. Cuvillier Verlag Göttingen, 228 S.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMULV) (2012): Waldzustandsbericht 2012. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen. www.nw-fva.de und www.hmuenv.hessen.de.
- Hessen-Forst (Hrsg.) (2008): Hessische Waldbaufibel. Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Kassel, 98 S.
- Hoch, G. (2005): Fruit-bearing branchlets are carbon autonomous in mature broad-leaved temperate forest trees. *Plant Cell Environ.* 28:651–659.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2013): IPCC fifth assessment report (<http://www.ipcc.ch/report/ar5/>).
- Jacob, D. (2005): REMO Climate of the 20th century run No. 006210, 1950-2000 und A1B scenario run No. 006211, 2001-2100. UBA Project, 0.088 degree resolution, 1h Data.
- Jacob, D., Barring, L., Christensen, O. B., Christensen, J. H., De Castro, M., Deque, M., Giorgi, F., Hagemann, S., Lenderink, G., Rockel, B., Sanchez, E., Schaer, C., Seneviratne, S. I., Somot, S., Van Ulden, A., Van Den Hurk, B. (2007): An inter-comparison of regional climate models for Europe: model performance in present-day climate. – *Climatic Change* 81: 31–52.
- Keeland, B.D., Sharitz, R.R. (1993): Accuracy of tree growth measurements using dendrometer bands. *Canadian J. of Forest Research* 23, 2454-2457.
- Keuler, K. und Lautenschlager, M. (2006): Climate Simulations with CLM. Climate of the 20th Century run No.1, 1960-2000, Data Stream 2 und Scenario A1B run No.1, 2001-2100, European region, MPI-M/MaD.
- Kraft, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth's Verlag, Hannover, 147 S.
- Kreienkamp, F., Spekat, A., Enke, W. (2010): Weiterentwicklung von WETTREG bezüglich neuer Wetterlagen. – 60 S., Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH; Potsdam.
- Kuha, J. (2004): AIC and BIC: Comparisons of Assumptions and Performance. *Sociological Methods & Research*, 33, (2), 188-229.
- Laubhann, D., Sterba, H., Reinds, G.J., De Vries, W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *For Ecol Manage* 258:1751-1761.

- Lebourgeois, F., Bréda, N., Ulrich, E., Granier, A. (2005): Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French Permanent Plot Network (RENECOFOR). *Trees Struct Funct* 19: 385-401.
- Leuzinger, S., Körner, C. (2007): Water savings in mature deciduous forest trees under elevated CO₂. *Global Change Biology* 13: 2498-2508.
- Listing, M. (2011): Kurzfristige Durchmesserchwankungen bei Buche (*Fagus sylvatica* L.) und deren Beziehung zu Witterung und Bodenwasserhaushalt. Masterarbeit, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Georg-August-Universität Göttingen, 84 S. (unveröff.).
- Mächel, H., A. Kapala and S. Bachner (2006): Niederschlagsvariabilität während der letzten 100 Jahre in Deutschland. Teil I: Digitale Nacherfassung historischer, täglicher Klimadaten. 7. Deutsche Klimatagung 9.-11. Oktober, München, extended abstract, 3 S.
- Manninger, M., Edelényi, M., Pödör, Z., Jereb, L. (2011): "The effect of temperature and precipitation on growth of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Mátra Mountains, Hungary" (Summary Workshop „Applied Forestry Research in the 21st Century“, The Forestry and Game Management Research Institute the Floret Congress Centre at Průhonice from 13 to 15 September 2011).
- Matthews, J.D. (1955): The influence of weather on the frequency of beech mast years in England. *Forestry* 28 (2), 107-116.
- Meining, S., Schröter, H., von Wilpert, K. (2002): Waldzustandsbericht 2002 der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg.
- Menzel, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen. *Forstliche Forschungsberichte München* 164.
- Monteith, J.L. (1965): Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exp. Biol.* 19, 205-224.
- Müller, J. (2006): Effects of drought on the water balance of selected forest sites and the evaluation of a drought risk. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 142, 142-148.
- Nagel, R.-V. u. Spellmann, H. (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. In: Nordwestdt. Forstl. Versuchsanstalt (Hrsg.) 2008: Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. *Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanstalt* 3, 221-265.
- Nagel, J. (2009): Waldwachstumssimulation mit dem Softwarepaket TreeGrOSS – Neuerungen, Erweiterungsmöglichkeiten und Qualitätsmanagement. In: Römisch, K.; Nothdurft, A.; Wunn, U. (Hrsg.): Tagungsband der gemeinsamen Jahrestagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik im DVFFA (20. Tagung) und der AG Ökologie u. Umwelt in der Intern. Biometr. Gesell., 22.-24.09.2008 in Freiburg. *Die Grüne Reihe*, 174-178.
- Orlowsky, B., Gerstengarbe, F. W., Werner, P. C. (2008): A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. – *Theoretical and Applied Climatology* 92 (3-4): 209–223.
- Otto, H.J. (1994): *Waldökologie*. Ulmer Verlag Stuttgart, 391 S.
- Paar, U., Guckland, A., Dammann, I., Albrecht, M., Eichhorn, J. (2011): Häufigkeit und Intensität der Fruktifikation der Buche. *AFZ/Der Wald*, 66. Jg., 6, 26-29.
- Pena, E.A., Slate, E.H. (2006): Global validation of linear model assumptions, *J. Amer. Statist. Assoc.*, 101 (473): 341-354.
- Piovesan, G., Adams, J.M. (2001): Masting behaviour in beech: linking reproduction and climatic variation. *Can J Bot* 79:1039-1047.
- Puhlmann, H., von Wilpert, K. (2011): Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 12 (2011), 61-71.
- R CORE TEAM (2013): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org>).
- Raissi, F., Müller, U., und Meesenburg, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten. 3rd ed., *GeoFakten* 9.

- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M.D., Seneviratne, S.I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D.C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., van der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., Wattenbach, M. (2013): Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500:287-295.
- Richards, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1:318-333.
- Rockel, B., Castro, C. L., Pielke SR., R. A., Storch, H. v., Leoncini, G. (2008): Dynamical downscaling: Assessment of model system dependent retained and added variability for two different regional climate models. – *J. Geophys. Res.* 113: D21107.
- Roloff, A. (2001): Baumkronen – Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Verlag Eugen Ulmer, 164 S.
- Schmitt, U., Möller, R., Eckstein, D. (2002): Seasonal wood formation dynamics of beech (*Fagus sylvatica* L.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as determined by the “pinning” technique. *J. Appl. Botany* 74: 10-16.
- Schober, R. (1967): Ertragstafeln für Buche in Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, neu bearbeitet von R. Schober, J. D. Sauerlander’s Verlag, Frankfurt, 3. neu bearbeitet und erweiterte Auflage 1987.
- Schober, R. (1988): Von Zukunfts- und Elitebäumen. *AFJZ*, 159.Jg., 11/12, 239-248.
- Schulla, J. (2014): Model Description WaSiM. Technical Report. 325 S. (http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2013_en.pdf).
- Schulla, J., Jasper, K. (2007): Model Description WaSiM-ETH, Technical Report, unveröff. (http://www.wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2007_en.pdf).
- Spellmann, H. (2010): Nachhaltige Waldbewirtschaftung auf ökologischen Grundlagen. In: Depenhauer, O.; Möhring, B. (Hrsg.): *Waldeigentum. Bibliothek des Eigentums*, Band 8. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 99-116.
- Spellmann, H. (2013): Masse statt Klasse? Waldbauliche Konsequenzen aus einer veränderten Rohholznachfrage. *AFZ/Der Wald*, 68. Jg., 9, 10-15.
- Spellmann, H., Albert M., Schmidt M., Suttmöller, J., Overbeck, M. (2011): Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. *AFZ/Der Wald* 11, 19-23.
- Spellmann, H., Suttmöller, J., Meesenburg, H. (2007): Risikovorsorge bei Fichte im Zeichen des Klimawandels – Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus -. *AFZ/Der Wald* 62, 1246-1249.
- Suttmöller, J.; Fiebiger, C.; Meesenburg, H. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt von Wäldern – Modellgestützte Risikoabschätzung für ausgewählte Waldbestände im Hessischen Ried. In: Fakultät f. Forst- u. Umweltwissenschaften der Univ. Freiburg; Forstl. Versuchs- u. F.anstalt Ba.-Wü. (Hrsg.): *Bedeutung des Klimawandels für Bodenprozesse. Gemeinsames Kolloquium des Arbeitskreises „Waldböden“ der DBG und der Sektion „Wald- u. Wasser“ im DVFFA in Freiburg vom 24. - 25. April 2008*. Ber. Freiburger Forstl. Forschung, Heft 82, 111-121.
- Teepe, R., Dilling, H. und Beese, F. (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 111-119.
- Thomas, F.M., Blank, R., Hartmann, G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology* 32: 277-307.
- UMS GmbH, D4 Datenblatt (2005, Zugriff am 10.10.2012, 10:31): http://www.ums-muc.de/fileadmin/produkt_downloads/Pflanzenmesstechnik/D4_Datenblatt.pdf.
- van der Maaten, E. (2012): Climate sensitivity of radial growth in European beech (*Fagus sylvatica* L.) at different aspects in southwestern Germany. *Trees* 26:777-788.
- van Genuchten, M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 44 (5), 892-898.
- von Wilpert, K. (1990): Die Jahrringstruktur von Fichten in Abhängigkeit von Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 24: 1-184.
- Wachter, H. (1964): Über die Beziehungen zwischen Witterung und Buchenmastjahren. *Forstarchiv* 35 (4), 69-78.
- Walker, B. (1995): Conserving Biological Diversity through Ecosystem Resilience. *Conservation Biology* 9 (4), 747-752.

- Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J. (1999): Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2 (2), 95-113.
- Wood, S.N. (2006): *Generalized additive models: an introduction with R*. Texts in Statistical Science, Chapman & Hall. Boca Raton.
- Zhao, M., Running, S.W. (2010): Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329:940-943.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.
- Zweifel R., Etzold S., Eugster W. (2009): Einfluss des Klimas auf Zuwachs - Validierung mit EC-Messungen. Schlussbericht V1.15, 1-21.

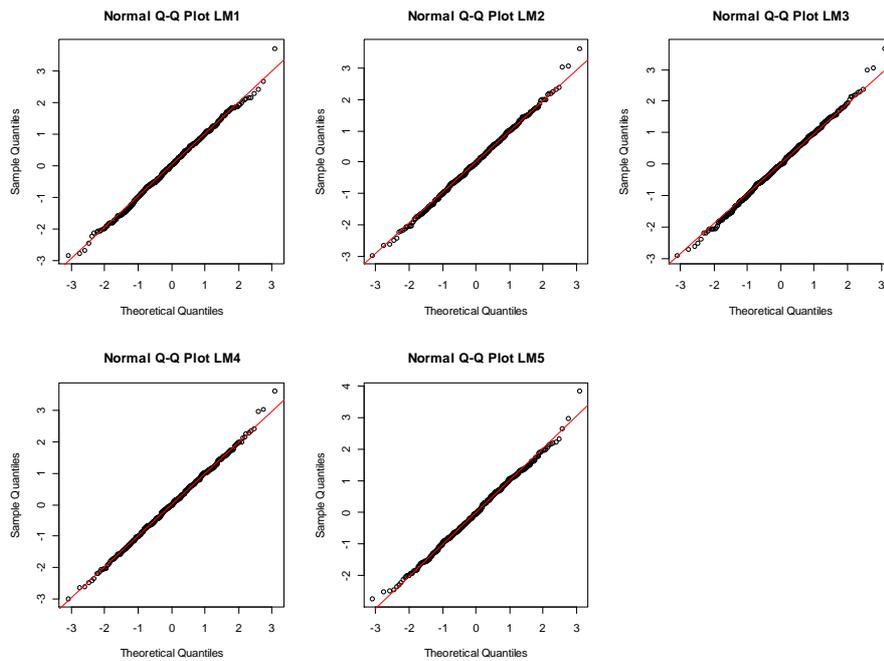
7 Anhang

Anhangverzeichnis

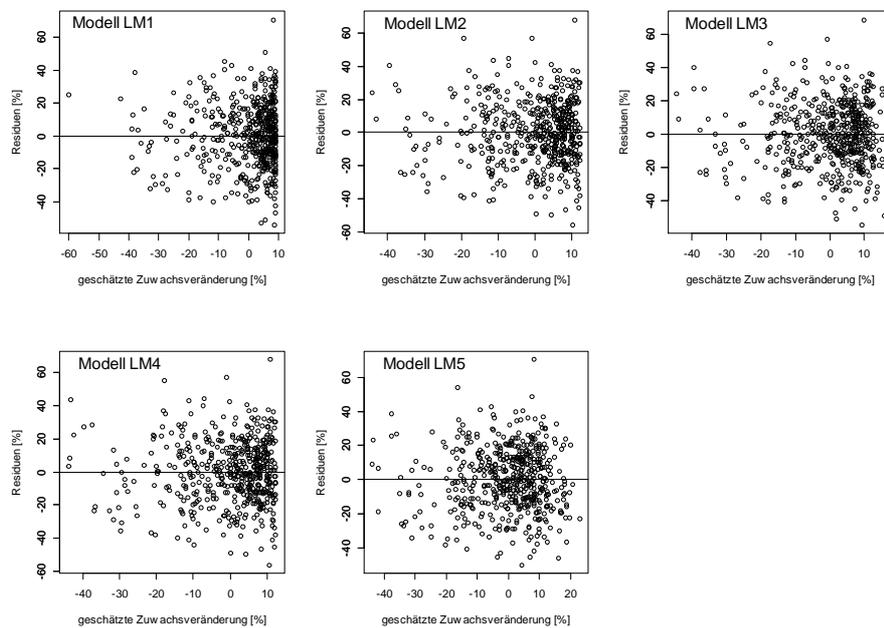
Anhang 1: Baumklassenansprache nach KRAFT (1884).	99
Anhang 2: Korrelation klimatisch-hydrologischer Prädiktoren mit der Zielvariablen JRBabw (Abweichung der Jahrringbreite, Kap. 2.5) an Level II-Flächen. Die Prädiktoren sind farblich in folgende Hauptgruppen gegliedert: Klimatische Wasserbilanz (KWB), die Bodenfeuchteindikatoren Trockentage (TT), Bodenwasserdefizit (BWD) und water stress index (Is, GRANIER et al. 1999), sowie die relative Evapotranspiration (ET_{rel}), die Lufttemperatur (LT) und der Niederschlag (N).	100
Anhang 3: Quantile-Quantile-Plot (Q-Q-Plot) der Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11). Gegeneinander aufgetragen sind die Quantile der standardisierten Residuen der modellierten Werte für Level II-Flächen (Sample Quantiles) und die sich theoretisch aus der Standardnormalverteilung ergebenden Quantile (Theoretical Quantiles).	101
Anhang 4: Verteilung der Residuen in Abhängigkeit von den modellierten Werten der JRBabw (geschätzte Zuwachsänderung an Level II-Flächen) für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11).	101
Anhang 5: Component+Residual Plots (cr-plots) der Variablen Juli-Lufttemperatur des Vorjahres (LT7 -1) und Vorvorjahres (LT7 -2) in Modell LM5 (Tabelle 11).	102
Anhang 6: Mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003.	102
Anhang 7: Anzahl der Trockentage (niederschlagsfreien Tage mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$) in der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003.	103
Anhang 8: Höhenentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Höhenentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHÖBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.	103
Anhang 9: Stammzahlentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Stammzahlentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHÖBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.	104
Anhang 10: Grundflächenentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Grundflächenentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHÖBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.	104
Anhang 11: Vorratsentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Vorratsentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHÖBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.	104
Anhang 12: Bestandesstruktur nach soziologischen Baumklassen (KRAFT 1884, vgl. Anhang 1) im Alter 153 für die Durchforstungsgrade A und C an der Versuchsfläche Laubach (Kronenprozent = Anteil der Krone an der Gesamtbaumhöhe).	105
Anhang 13: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT_{40-1}) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach für den Zeitraum 1933 – 2012.	105
Anhang 14: Mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode (mET_{rel}) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100.	106

Anhang 1: Baumklassenansprache nach KRAFT (1884).

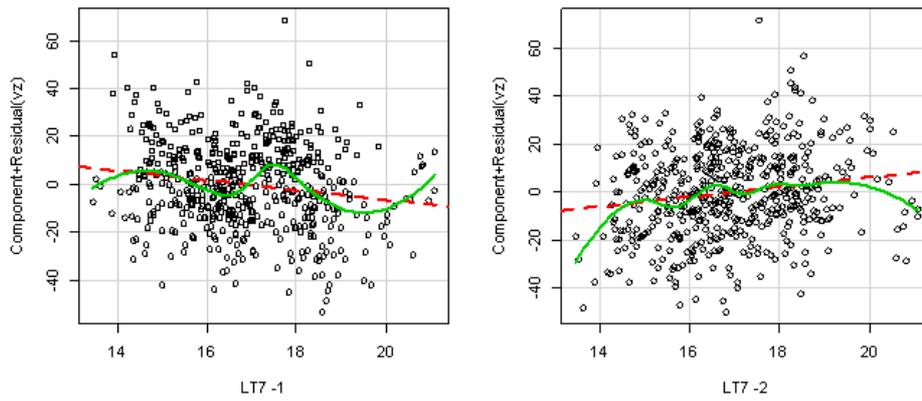
Klasse	Beschreibung
1	Vorherrschende Bäume; mit ausnahmsweise kräftig entwickelten Kronen
2	Herrschende, i.d.R. den Hauptbestand bildende Bäume mit verhältnismäßig gut entwickelten Kronen
3	Gering mitherrschende Bäume; Kronen zwar noch ziemlich normal geformt und in dieser Beziehung denen der 2. Baumklasse ähnelnd, aber verhältnismäßig schwach entwickelt und eingeengt, oft mit schon beginnender Degeneration. Die 3.Klasse bildet die untere Grenzstufe des herrschenden Bestandes
4	Beherrschte Bäume; Kronen mehr oder weniger verkümmert, entweder von allen Seiten oder nur von zwei Seiten zusammengedrückt oder seitig (fahnenförmig) entwickelt
4a	zwischenständige, im wesentlichen schirmfreie, meist eingeklemmte Kronen
4b	teilweise unterständige Kronen. Der obere Teil der Krone frei, der untere Teil überschirmt oder infolge von Überschirmung abgestorben
5	Ganz unterständige Bäume
5a	mit lebensfähigen Kronen (nur bei Schattholzarten (schattentolerierend)) (auch Unter-/Nach- und Voranbauten bzw. Nachwuchs)
5b	mit absterbenden oder abgestorbenen Kronen



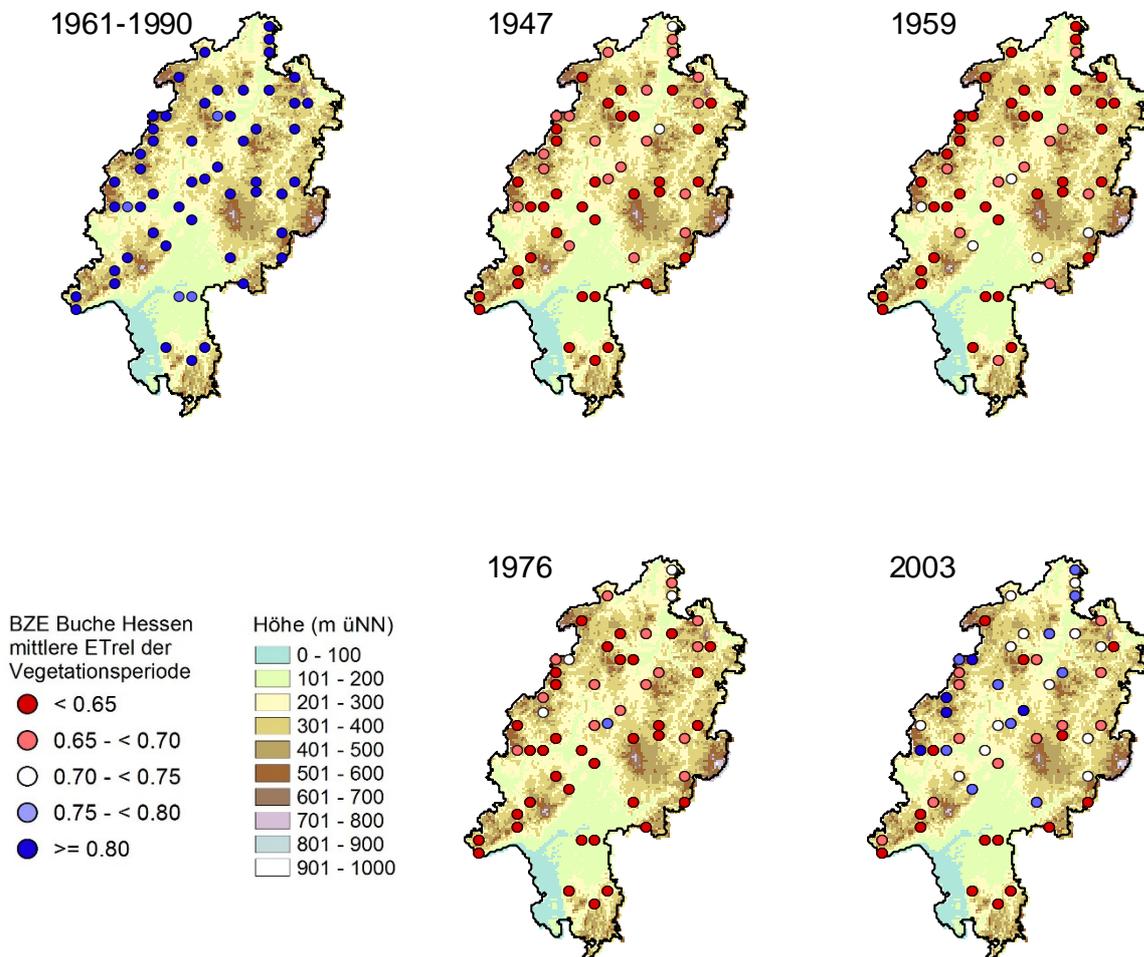
Anhang 3: Quantile-Quantile-Plot (Q-Q-Plot) der Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11). Gegeneinander aufgetragen sind die Quantile der standardisierten Residuen der modellierten Werte für Level II-Flächen (Sample Quantiles) und die sich theoretisch aus der Standardnormalverteilung ergebenden Quantile (Theoretical Quantiles).



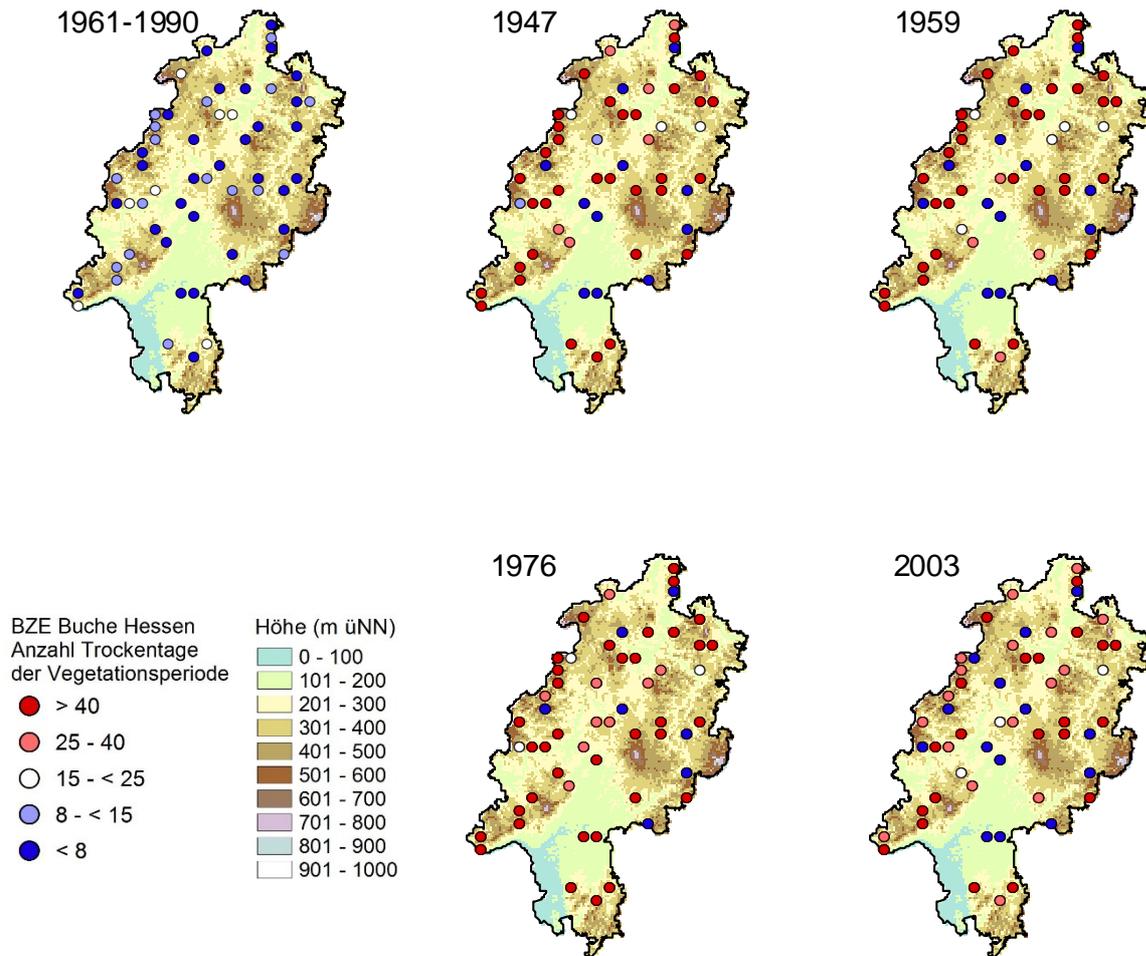
Anhang 4: Verteilung der Residuen in Abhängigkeit von den modellierten Werten der JRBabw (geschätzte Zuwachsänderung an Level II-Flächen) für die Modelle LM1, LM2, LM3, LM4 und LM5 (Tabelle 11).



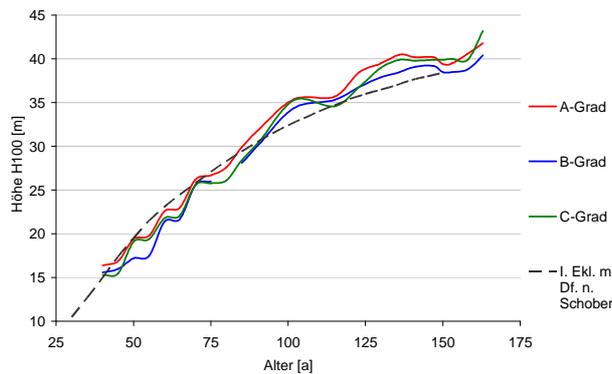
Anhang 5: Component+Residual Plots (cr-plots) der Variablen Juli-Lufttemperatur des Vorjahres (LT7 -1) und Vorvorjahres (LT7 -2) in Modell LM5 (Tabelle 11).



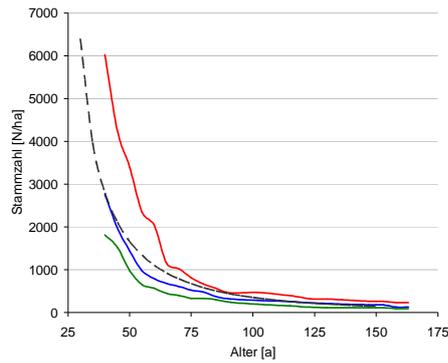
Anhang 6: Mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003.



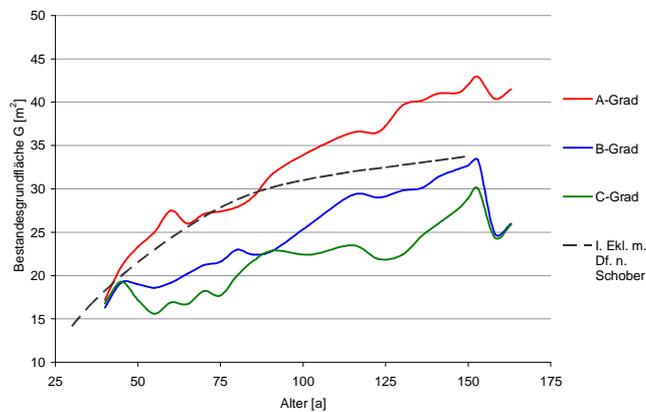
Anhang 7: Anzahl der Trockentage (niederschlagsfreien Tage mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot n_{FK}$) in der Vegetationsperiode für die hessischen Buchen-BZE II-Standorte während der Klimanormalperiode 1961-1990 und der Trockenjahre 1947, 1959, 1976 und 2003.



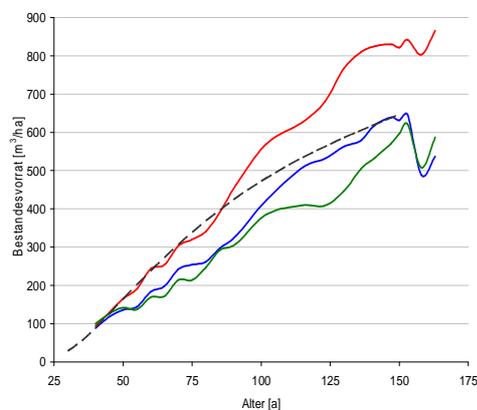
Anhang 8: Höhenentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Höhenentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHOBBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.



Anhang 9: Stammzahlentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Stammzahlentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHOBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.



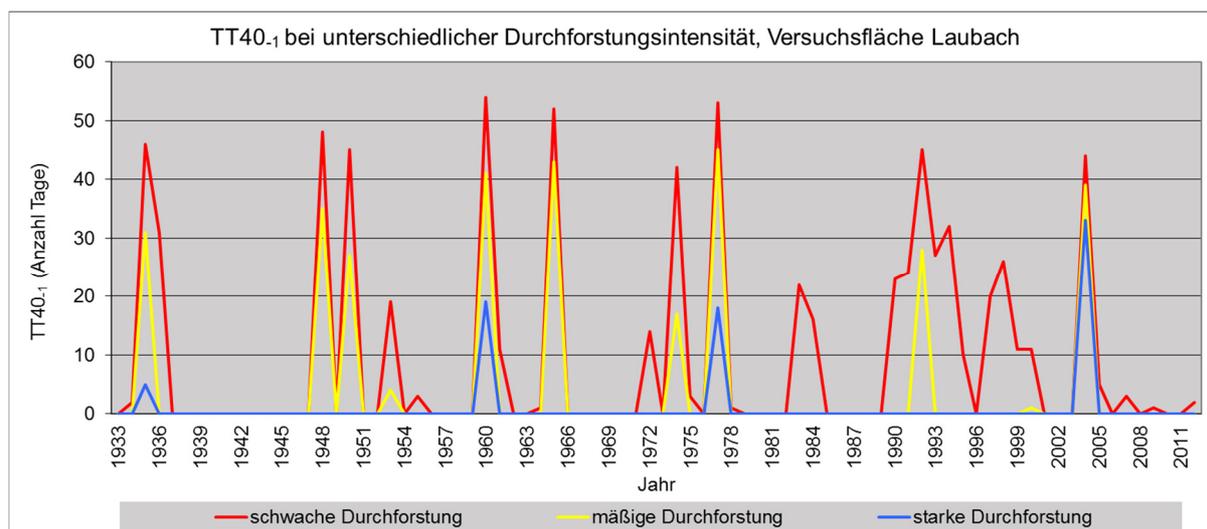
Anhang 10: Grundflächenentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Grundflächenentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHOBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.



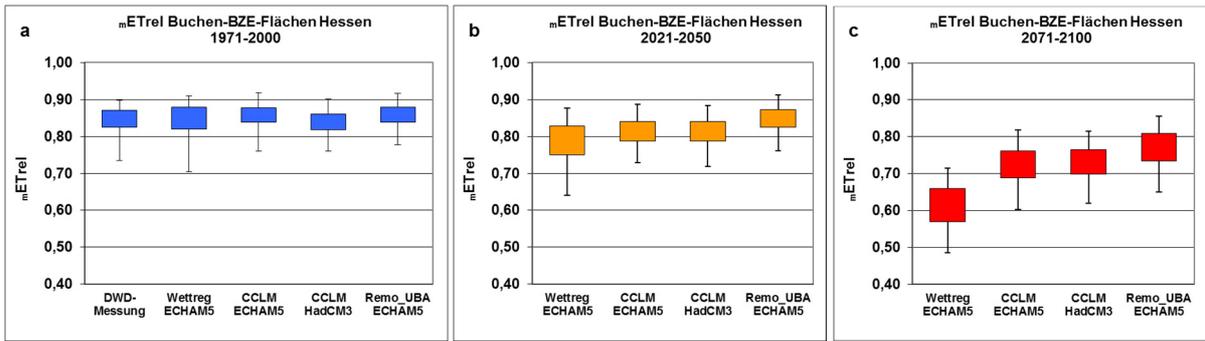
Anhang 11: Vorratsentwicklung in den Versuchspartellen in Laubach (Durchforstungsgrade A, B und C) im Vergleich zur Vorratsentwicklung nach der Ertragstafel Buche (SCHOBER 1967), I. Ertragsklasse, mäßige Durchforstung.

Anhang 12: Bestandesstruktur nach soziologischen Baumklassen (KRAFT 1884, vgl. Anhang 1) im Alter 153 für die Durchforstungsgrade A und C an der Versuchsfläche Laubach (Kronenprozent = Anteil der Krone an der Gesamtbaumhöhe).

Variante	Baumklasse n. Kraft	Baumzahl N/ha	Anteil %	Mittelwerte für			
				Höhe	Durchmesser	Kronen- schirmfläche	Kronen- prozent
				m	cm	m ² / Baum	%
A-Grad	1	11	4	41	72	77	27
	2	109	43	39	53	39	22
	3	84	33	37	39	19	18
	4	51	20	36	31	10	17
C-Grad	1	12	4	42	81	112	23
	2	88	82	39	57	55	21
	3	8	7	38	44	24	18



Anhang 13: Anzahl der niederschlagsfreien Tage der Vegetationsperiode des Vorjahres mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt $< 0,4 \cdot nFK$ (TT40₋₁) bei schwacher, mäßiger und starker Durchforstung an der Versuchsfläche Laubach für den Zeitraum 1933 – 2012.



Anhang 14: Mittlere relative Evapotranspiration der Vegetationsperiode (mET_{rel}) der 55 hessischen Buchen BZE II-Standorte (statische Bestände); Klimamodellvergleich für die Klimaperioden 1971-2000, 2021-2050 und 2071-2100.